Al borde de la extinción

Una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España

Ignacio Jiménez Pérez y Miguel Delibes de Castro, eds.



Al borde de la extinción

Una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España

Ignacio Jiménez Pérez y Miguel Delibes de Castro, editores



Este libro culmina el proceso iniciado en el Seminario Internacional sobre Recuperación de Fauna Amenazada organizado en el mes de diciembre del año 2002 por la Consellería de Medio Ambiente (hoy Consellería de Territorio y Vivienda) de la Generalitat Valenciana y la Asociación Especies y Espacios Internacional.

Forma sugerida para citar este libro: Jiménez Pérez, I. y M. Delibes de Castro (eds.) 2005.
Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España.
EVREN. Valencia, España.

La edición y la divulgación de este libro ha sido financiada por EVREN, Evaluación de Recursos Naturales, S.A. por petición de los editores, con uno de los cuales, Ignacio Jiménez, existen vínculos profesionales y personales.

Ilustraciones: Manolo Roldán
Diseño: Ignacio Jiménez Pérez y Gràfiques Vimar

Depósito Legal: V-3571-2005

Imprime: gràfiques vimar
Alqueria de Raga, 11 • Tel. 96 159 43 30 • Picanya • València



PRESENTACIÓN

El presente libro es el resultado de muchos esfuerzos en el análisis del proceso de recuperación de especies amenazadas, buen reflejo sin duda de la complejidad de la tarea, pero también de la necesaria implicación de muchos actores. El libro surge de la iniciativa de una asociación (Especies y Espacios Internacional) interesada en analizar el proceso de recuperación de la fauna en España con la ayuda de expertos internacionales y la utilización de nuevas herramientas de análisis más allá de las tradicionalmente empleadas desde los colectivos (investigadores, administración, grupos conservacionistas) directamente involucrados en la tarea.

La iniciativa es apoyada por la administración ambiental valenciana que, en el marco de su decidida política de conservación, financia el Seminario Internacional sobre Recuperación de Fauna Amenazada, celebrado en el Centro de Educación Ambiental, dependiente de la Conselleria de Territorio y Vivienda, entre el 2 y el 5 de diciembre de 2002. Al mismo asistieron expertos en diversos campos relacionados con la conservación (ONG, técnicos, investigadores, periodistas) procedentes de toda España, Estados Unidos, Australia y Reino Unido.

La importancia de las contribuciones y discusiones realizadas en el Seminario aconsejaban darle la máxima difusión a su contenido por lo que el libro que ahora tiene el lector en sus manos son las conclusiones de las experiencias allí aportadas, entre las que destacan la complejidad de integrar grandes infraestructuras y proyectos de desarrollo con el obligado respeto por la conservación de los valores naturales del territorio valenciano. Esta iniciativa de edición de la empresa consultora EVREN, Evaluación de Recursos Naturales tiene el apoyo de la Consellería de Territorio y Vivienda, pues gracias a ella se alcanza uno de los objetivos finales del seminario como era la colaboración de la comunidad científica y de los agentes sociales en la conservación de la naturaleza y en la reducción de los impactos medioambientales.

Por todo ello, me congratulo de que este libro concluya el camino andado, sumando colaboraciones desde diferentes ámbitos, para impulsar el proceso de conservación de nuestra fauna más amenazada, porque el resultado sólo será exitoso si se suman los esfuerzos provenientes de todos los sectores de nuestra sociedad.

Valencia, 23 de septiembre del 2005

Rafael Blasco Castany
Conseller de Territorio y Vivienda

ÍNDICE DE CONTENIDOS

PRÓLOGO

Es para mi un privilegio y a la vez motivo de íntima satisfacción presentar este libro en el que un grupo de magníficos profesionales reflexionan y dialogan de forma apasionada alrededor del reto de la conservación de la fauna amenazada. La tensión fluye a lo largo de los capítulos que muestran la complejidad del desafío ante el que se encuentran, y en los que conjugan de una forma muy bien trabada aspectos ecológicos, biológicos, económicos, políticos, culturales y organizativos, que, la mayor parte de las veces no son percibidos conjuntamente, como de hecho lo están en la realidad.

En este sentido, la conservación de las biocenosis valiosas sólo es posible si los biotipos que las acogen no son fragmentados en áreas ecológicamente desconectadas; por ello, cuando el territorio se encuentra fuertemente alterado es fundamental el fortalecimiento, o incluso la restauración de las estructuras de conexión medioambiental como son los ríos con sus riberas y los corredores ecológicos. Esta es una de las líneas fundamentales de la actuación profesional de EVREN, Evaluación de Recursos Naturales, y una de nuestras más decididas contribuciones al mantenimiento de la biodiversidad y a la recuperación de la fauna amenazada.

También creemos que el conocimiento científico y la aplicación de las mejoras técnicas proporcionan las bases para actuar en armonía con la naturaleza, y que, para ser correctamente resueltos los problemas, deben de plantearse con toda su complejidad; lo que implica que las variables que condicionan sus soluciones tienen que ser adecuadamente ponderadas y que los modelos que se utilizan para la simulación de los fenómenos naturales han de pretender ser tan complejos como la realidad simulada.

Una aportación esencial a lo indicado es el análisis de la relación del hombre con su entorno –su mundo, su morada–, la evolución histórica de la misma y sus manifestaciones culturales artísticas y simbólicas, las cuales deben ser estudiadas, aprehendidas e incorporadas a los planes, programas y proyectos que afectan al territorio y a los recursos naturales y que, desgraciadamente tienden a ser ignoradas cuando los autores de estos trabajos proceden, como en mi caso, del campo científico o tecnológico.

Se dan por tanto las circunstancias que hacen converger las inquietudes intelectuales de los autores de esta publicación con los aspectos esenciales del código de actuación de los profesionales de EVREN; por ello ha constituido para mí un verdadero disfrute intelectual observar como los autores de esta obra juntan, mezclan y combinan disciplinas para analizar desde diferentes ángulos y perspectivas la experiencia colectiva en conservación de fauna amenazada. Igualmente llamativo en este libro es el espíritu crítico que impregna sus páginas. Los autores y editores se han puesto de acuerdo para detener por un momento su quehacer cotidiano, buscar una nueva perspectiva y mirar hacia atrás para identificar lo que ellos y otros han hecho mejor o peor, para identificar errores y aciertos, y de este modo proponer nuevos y mejores caminos hacia el futuro. Esta actitud y el esfuerzo que implica son especialmente de agradecer en una sociedad como la nuestra, gobernada por la prisa donde siempre hay que estar haciendo cosas, moverse, no quedarse quieto y parecer siempre ocupado. Donde los momentos para la reflexión son tan raros y no nos acaba de ser fácil salir de nuestro sitio para analizar y asumir las experiencias ajenas, tanto las positivas como las que no están funcionando bien. El problema de la acción incesante es que fomenta la irreflexión y éste es el mejor camino para repetir nuestros errores.

Todos somos responsables en el desarrollo sostenible de nuestro entorno ecológico y social; pero en este sentido el grupo de profesionales que constituimos EVREN, tenemos una gran responsabilidad al ocuparnos de la planificación del territorio y de los recursos naturales; por ello, hemos asumido también la publicación de este libro para completar un loable proceso que fue iniciado por un organismo de la administración pública: La Consellería de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana y otro no gubernamental: La asociación “Especies y Espacios Internacional”, que organizaron en diciembre del año 2002 el Seminario Internacional sobre Conservación de Fauna Amenazada. Nuestro trabajo, junto con el de los editores Ignacio Jiménez Pérez y Miguel Delibes de Castro, ha sido retomar los resultados de dicho seminario, sistematizarlos y enriquecerlos para convertirlos en una publicación científica, a la vez que divulgativa, de la máxima calidad. En este caso, como en casi todos, la cooperación da mejores resultados que la acción individual.

El certero pensamiento hipocrático: “el bien de la Naturaleza es el bien del Hombre”, se debe invertir y radicalizar para responder a la crítica situación actual. El bien de la Naturaleza –entendido como su conservación, su rehabilitación o su restauración– es condición imprescindible para el bien del hombre: su supervivencia. Ante esta situación, los autores no se presentan como observadores supuestamente

objetivos de linces ibéricos, quebrantahuesos, águilas imperiales, samaruc o ferrerets, todos ellos inmersos en escenarios complejos, sino como personas con valores que les hacen comprometerse personalmente por el futuro de estos monumentos naturales amenazados. Tampoco nosotros, en nuestro papel de consultores, somos observadores neutrales. Por el contrario, estamos comprometidos con nuestra sociedad y nuestro patrimonio natural. Confío en que disfruten de las siguientes páginas.

Valencia, 8 de marzo de 2005

Manuel Nieto Salvatierra
Director General de EVREN
Evaluación de Recursos Naturales

PREFACIO

Dentro de Europa occidental, España destaca por ser el más importante, cuando no el único, refugio para muchas especies de fauna amenazada. Por citar algunos ejemplos, en la Península Ibérica se encuentran las mayores poblaciones de Europa occidental de lobos, osos pardos, buitres leonados, quebrantahuesos, avutardas, sisones, y cercetas pardillas. Además de esto, España es el único lugar del mundo donde se pueden encontrar especies como el lince ibérico, el águila imperial, la cabra hispánica, el samaruc, el ferreret o el lagarto gigante del Hierro. Junto a este tesoro biológico, España cuenta con una de las legislaciones más progresistas del mundo en materia de conservación de especies amenazadas. Esto ha motivado que durante las últimas décadas se hayan desarrollado numerosas iniciativas destinadas a salvar a nuestra fauna amenazada de la extinción.

A medida que aumenta nuestra experiencia se hace más notorio que la recuperación de especies amenazadas es un proceso enormemente complejo, donde factores biológicos y ecológicos interactúan con otros de carácter social, político, legal, organizativo y administrativo. La extinción sólo podrá evitarse en la mayoría de los casos a través de un proceso que integre ciencia con política, comunicación con administración, gobierno con sociedad. Actualmente es poco lo que sabemos sobre cómo integrar todos estos aspectos en un mismo proceso. Hasta el momento, el panorama español en este terreno muestra una mezcla de programas que han tenido éxito con otros ineficientes o altamente conflictivos. Carecemos de una idea clara de los factores concretos que motivan el éxito o el fracaso de este tipo de programas. Frecuentemente cada nuevo proyecto de conservación se plantea como una experiencia única que rara vez se nutre de lo aprendido en otras experiencias similares y no disponemos de una visión y de enfoques unificados que nos guíen en esta tarea. Se corre, pues, el peligro de repetir los mismos errores en un caso tras otro, o de acabar reinventando la rueda después de años de prueba y error.

Sin embargo, esta visión y enfoques unitarios no sólo son necesarios urgentemente si queremos ser más eficaces a la hora de conservar nuestra fauna amenazada, sino que probablemente disponemos de la información disponible para comenzar a construirlos. Por un lado, contamos con la experiencia de décadas de trabajo en numerosos programas de recuperación de fauna amenazada realizados en territorio español. Estas experiencias están plagadas de lecciones que esperan ser recogidas para nutrir futuras iniciativas similares. Mediante la identificación de experiencias positivas y, más aún, de los

fracasos y sus causas, podemos fomentar las primeras y aprender a evitar los segundos. Por otra parte, en el ámbito internacional se ha ido creando un importante cuerpo teórico destinado a mejorar la actuación de este tipo de programas. Este cuerpo teórico puede ser contrastado con la experiencia española para pulirla y fortalecerla.

Dentro de este contexto, un grupo formado por científicos, gestores de administraciones públicas, educadores, divulgadores, representantes de ONGs, consultores privados y expertos extranjeros se reunió en el Centro de Educación Ambiental de la Comunidad Valenciana entre el 2 y el 5 de diciembre del 2002 para exponer y analizar de manera crítica la experiencia española en recuperación de fauna amenazada y compararla también con la experiencia de otros países. El objetivo era identificar lecciones, problemas recurrentes y posibles soluciones. Este libro se nutre de aquella experiencia, ya que ha incluido y reelaborado las diferentes ponencias presentadas en él y las conclusiones allí obtenidas, junto con varios capítulos nuevos escritos *ex profeso*.

A lo largo de los diferentes capítulos y a través de múltiples voces, el libro busca responder a varias preguntas: ¿Qué hemos aprendido después de décadas de trabajo en recuperación de especies en España? ¿Qué estrategias han funcionado mejor y cuales no lo han hecho tan bien? ¿Existen principios comunes detrás de las singularidades de los diferentes procesos de recuperación de diferentes especies? ¿Cómo se puede nutrir la experiencia española de lo aprendido por otros países con contextos similares? ¿Cómo podemos integrar las diferentes disciplinas del conocimiento para lograr la conservación de fauna amenazada? Resumiendo: ¿De qué forma podemos ser más efectivos y eficientes en la recuperación de fauna amenazada? En busca de estas respuestas los autores han utilizado un enfoque interdisciplinario que integra aspectos biológicos y ecológicos con cuestiones sociales, económicas y políticas para tratar de comprender no sólo los factores inmediatos que causan la desaparición o recuperación de una especie o población animal, sino también (y especialmente) el entorno humano que determina su conservación. El foco de atención de este volumen está centrado mayoritariamente en los profesionales de la conservación y en cómo estos pueden (podemos) interactuar con el resto de los grupos sociales para lograr ser más efectivos en las tareas conservacionistas.

Desde el principio, tanto los coordinadores editoriales de la obra como EVREN, Evaluación de Recursos Naturales, S. A. en su papel de empresa editora, nos propusimos que el libro fuera accesible a la mayor cantidad de personas involucradas o simplemente interesadas en la conservación de los animales en peligro. Entre éstas incluimos a los técnicos y políticos de las administraciones públicas, miembros de asociaciones y fundaciones dedicadas a la conservación, personal de empresas consultoras, comunicadores ambientales, académicos y docentes, investigadores profesionales y ciudadanos con un interés general en temas de conservación. Con la finalidad de hacer

los contenidos de este volumen accesibles a un público tan diverso, hemos animado a los autores a que evitasen, en la medida de los posible, la jerga técnica propia de disciplinas especializadas, además de promover un espíritu práctico y próximo al "mundo real" que resulte cercano a lectores con diferentes formaciones académicas. Aunque éste es un libro centrado en la conservación de *fauna*, pensamos que muchas de sus lecciones podrán servir a personas cuyo interés se centre mayoritariamente en la conservación de *flora*. Del mismo modo, aunque el énfasis está puesto en la realidad española, consideramos que buena parte de la información y los principios contenidos en sus páginas pueden ser de utilidad para lectores de otros países, bien por su cercanía social y ecológica, como es el caso de otros estados de la Unión Europea, como por su cercanía lingüística, en el caso de América Latina. Finalmente, la realización de una versión digital del libro, en formato pdf y accesible de manera gratuita a través del sitio web de la empresa EVREN (www.evren.es), completa la voluntad de los involucrados de que ésta sea una obra de referencia accesible a todos los interesados en múltiples ámbitos profesionales, académicos y geográficos.

El libro está dividido en cuatro secciones. En la Parte I se introduce el proceso de recuperación de fauna al lector y se discute la justificación de este tipo esfuerzos, describiendo los diferentes factores que determinan su éxito, el marco legal y administrativo español de la conservación de especies en España, y las interacciones y conflictos presentes entre los diferentes grupos involucrados en estas tareas (gobiernos, ONGs, investigadores, empresas y sociedad en general). La Parte II analiza en detalle nueve casos notables de procesos de recuperación de especies de fauna amenazada en España e identifica las principales lecciones que se desprenden de estos. Estos casos varían en complejidad y en enfoque taxonómico incluyendo tanto especies de poblaciones reducidas y baja conflictividad social, como especies de gran distribución y elevado perfil político. Se incluyen casos de peces (el samaruc), anfibios (el ferreret), reptiles (los lagartos gigantes canarios), aves (la cerceta pardilla, la malvasía cariblanca, el quebrantahuesos y el águila imperial) y mamíferos (el lobo, el oso pardo y el lince ibérico). La Parte III del libro presenta las experiencias nacionales de dos países (Estados Unidos de América y Australia) con legislaciones de conservación de especies similares en muchos puntos a la española, y con una dilatada experiencia de trabajo en este ámbito, lo que ha favorecido la aparición de un rico historial de evaluaciones críticas y lecciones aprendidas. La cuarta y última parte del libro recapitula las lecciones contenidas en las secciones precedentes para identificar los principales obstáculos que dificultan la conservación de fauna amenazada y para proponer soluciones concretas en este sentido. Esta sección presenta, además, un método interdisciplinario para la conservación de fauna que pueda ser aplicado de manera general y sistemática.

Toda la información descrita hasta aquí no habría sido publicada sin el interés y la ayuda de numerosas personas e instituciones a quienes queremos trasladar nuestro agradecimiento. Desde el momento en que le presentamos la idea de publicar este libro, Manuel Nieto, en su calidad de director de la empresa EVREN, mostró su interés en financiar dicha publicación como una contribución de la empresa privada a la conservación de la biodiversidad española. A lo largo de todo el proceso de elaboración del volumen, Manolo nos ha otorgado la mayor confianza y autonomía de trabajo, lo que ha hecho de éste una tarea mucho más libre y agradable. Igualmente importante fue el apoyo concedido en su momento por la entonces denominada Consellería de Medio Ambiente (hoy Consellería de Territorio y Vivienda) de la Generalitat Valenciana para la realización del seminario antes citado, que sirvió de germen a este libro. Dentro de esa institución debemos destacar el interés y la confianza depositados en nosotros por José Luis Pérez Sopena, Juan Jiménez y Emilio Laguna, en una iniciativa algo atípica dentro de la administración pública basada en gran medida en tratar de identificar y discutir lo que la misma administración ha hecho mal, para así buscar posibles soluciones. A esto hay que añadir el apoyo prestado por Mario Planelles y su equipo de educadores ambientales que trabajan en el Centro de Educación Ambiental de la Comunidad Valenciana donde se realizó el seminario. La adecuada realización y organización de aquél no hubiera sido posible sin el trabajo y el saber hacer de Astrid Vargas. También queremos agradecer los aportes, preguntas y comentarios realizados por los participantes en aquel seminario, muchos de los cuales aparecen reflejados en diferentes partes del libro, especialmente en sus conclusiones. Finalmente, debemos felicitar a Manolo Roldán por sus excelentes ilustraciones.

Desde el inicio de este proyecto se nos plantearon dos importantes desafíos: lograr que autores con formaciones especializadas dejaran de lado éstas para tratar de ver la “fotografía” completa de la conservación, y escaparnos del tipo de libro escrito por muchos autores donde cuesta encontrar una coherencia interna y un hilo argumental que faciliten su lectura y la aparición de conclusiones y lecciones colectivas. Si al final se han cumplido estas expectativas ha sido gracias al esfuerzo, el interés y la paciencia de los autores, muchos de los cuales han tenido que atender a numerosos mensajes electrónicos o incluso a largas conversaciones telefónicas para buscar esa visión integral, de fácil lectura y coherencia global. A ellos debemos agradecer especialmente el hecho de que esta publicación se haya hecho realidad.

Esperamos que las páginas siguientes sirvan como un paso importante y quizás como una guía en el largo y a veces tortuoso camino de la conservación de la naturaleza.

Ignacio Jiménez Pérez y Miguel Delibes de Castro
Buenos Aires/Sevilla



PARTE I

Aspectos Generales

1

¿QUÉ ES LO QUE PRETENDEMOS CONSERVAR Y QUÉ SIGNIFICA EN ESE CONTEXTO RECUPERAR ESPECIES AMENAZADAS?

Miguel Delibes de Castro

Indudablemente la sociedad, o una parte relevante de ella, demanda que se conserven las especies amenazadas. No es fácil saber por qué, pero cabe detectar varios elementos que lo explican. Existe un factor emocional, que puede ligarse a lo que Edward O. Wilson (1984) ha llamado biofilia. Sufrimos viendo un alcatraz petroleado, nos intimidan los ojos de una paloma con un ala rota y nos angustia pensar en una ballena perdida en el océano sin posibilidad de encontrar pareja (como los ciudadanos gallegos escribían en sus pancartas tras el naufragio del Prestige, "temos o corazon petroleado"). Se trata de nobles sentimientos que pueden ayudar a la conservación de especies amenazadas, pero no tienen forzosamente por qué hacerlo. También hay elementos emocionales en el miedo a la extinción, a la pérdida de una especie para siempre. Imaginar al último baijí, el delfín de agua dulce de China, nos aturde con una suerte de amargura no muy diferente de la que nos produjo en su día la lectura de "El último mohicano". Y sin embargo, en este caso, hay algo más que sentimientos. Al tratar de la extinción se incorpora al proceso de toma de decisiones un factor racional, resultado del conocimiento científico.

Sabemos que las especies son los ladrillos con los que están construidos los ecosistemas (Leader-Williams y Dublín 2000), y que a medida que vamos perdiendo esos ladrillos toda la biosfera, el ecosistema global, pasa a funcionar de otra manera. ¿Hasta cuando lo hará de forma satisfactoria para nuestros intereses? El asunto de qué especies son prescindibles y cuáles no o, alternativamente, el del papel que tienen las diferentes especies en la conservación de las funciones ecosistémicas que hacen de la Tierra un planeta habitable, es un campo de investigación muy activo en estos momentos (ver, por ejemplo, los libros de Kinzig *et al.* 2001 y Kareiva y Levin 2003). Sin embargo, parece prudente mantener el viejo criterio que se atribuye a Aldo Leopold según

el cual lo más razonable es conservar todas las especies posibles, al menos hasta que sepamos las funciones que desempeñan unas y otras.

En los dos párrafos precedentes están encerradas todas las claves de este capítulo. Si pretendemos recuperar especies es porque reconocemos en ellas unos valores que nos interesa preservar. Es más, los reconoce la sociedad, que es la que paga para que esas especies se recuperen. La sociedad quiere conservar especies y lo quiere por múltiples razones, desde el simple "porque sí", o "porque me gustan", al más complejo "porque me siento mejor si sé que ninguna especie se pierde", o al todavía más sofisticado "porque la biosfera no puede seguir perdiendo elementos". Pero, además, deseamos evitar la extinción de las especies porque los científicos nos advierten de que el proceso está ocurriendo a gran velocidad (nos hallamos en la "sexta extinción"; Delibes 2004) y que ello puede cambiar las condiciones de vida sobre el Planeta. Hay, por tanto, unos valores emocionales y éticos asignados a la conservación de especies, pero también valores racionales y científicos. ¿Hasta que punto casan bien estos dos planteamientos? ¿Qué pretenden los gestores y qué pretendemos los investigadores cuando hablamos de recuperar especies? ¿Pretende lo mismo el grueso de la sociedad? Mi intención es bucear un poco en estos planteamientos, con un ánimo provocativo y poco académico. Pienso que tal vez los conservacionistas enviamos a la sociedad, en nuestro discurso y a través de los medios de comunicación, un mensaje ambiguo respecto a lo que debe conservarse, quizás porque nosotros mismos no lo tenemos muy claro, y porque juzgamos más interesantes jugar con varias barajas al mismo tiempo (o, como diría el cantante Luis Eduardo Aute, "no perdernos ningún tren"). De ser cierto, ello repercutiría negativamente en el respaldo que esa misma sociedad debe prestar a los estudiosos y técnicos que se dedican a la conservación. Por otro lado, y suponiendo de nuevo que ello fuera cierto, deberíamos reflexionar sobre si es o no inevitable actuar de esa manera.

En todo caso, el debate es acerca de valores y de maneras de conservar las especies que los encarnan. Ello hace interesante tratar de analizar qué valor y qué papel atribuimos a las distintas especies, por qué escogemos unas y no otras a la hora de poner en práctica políticas conservacionistas y, en definitiva, qué es lo que aspiramos a conservar.

Especies carismáticas o abanderadas (*flagship species*)

Demasiado alegremente he planteado que la sociedad quiere conservar especies. No todas las especies, ciertamente, ni tampoco toda la sociedad. Entre nosotros, en España, por no ir más lejos, tal vez casi todo el mundo esté de acuerdo en que fue una

lástima la extinción del bucardo, o se indigne ante la crítica situación del lince ibérico o del águila imperial. Pero pocas gentes del campo torcerán el gesto ante la oportunidad de eliminar de la faz de la Tierra a los lobos, especie a la que, por el contrario, defiende la sociedad urbana (ver el capítulo de Juan Carlos Blanco en este mismo libro). Y casi con seguridad una inmensa mayoría de los ciudadanos estarán de acuerdo en erradicar las cucarachas y los ratones caseros, si es que existe alguna posibilidad de hacerlo. Quiere ello decir que atribuimos valores diferentes a las distintas especies, y que también son diferentes los valores detectados en una misma especie por distintos sectores de la sociedad (por no hablar de distintas sociedades; la conservación del tigre no es lo mismo vista desde Valencia que vista desde la India, donde los tigres matan y comen personas).

Probablemente en todas las sociedades se atribuye particular relevancia a algún animal o planta, a los que se encuentra bellos, poderosos, o símbolos o representaciones vivas de la divinidad (e.g. Aguilera 1985). En el mundo desarrollado, que tiene particular importancia por ostentar el liderazgo económico del Planeta, y por ello también la mayor responsabilidad conservacionista, las especies grandes y llamativas, generalmente mamíferos y aves (pero también de otros grupos de vertebrados, e incluso mariposas y flores), resultan emblemáticas y especialmente atractivas. La mayor parte de la gente es sensible a la suerte de las ballenas, los elefantes, los cóndores y los gorilas de montaña, y está dispuesta a hacer esfuerzos (económicos o de otro tipo) por su conservación. Esas especies han sido llamadas "especies abanderadas" (e.g. Primack 1998), pues su papel en la batalla por salvar a la naturaleza tiene muchos parecidos, sorprendentemente, con el del soldado (o el barco) abanderado en un ejército.

En las batallas clásicas la bandera era el símbolo de todo lo que había que ganar (o lo que no había que perder), hasta el punto de que si el portador de la bandera caía, cualquier otro soldado dejaría de disparar su arma para enarbolarla. Sólo cuando la bandera cayera para siempre estaría perdida la lucha. Por otra parte, el abanderado era de alguna manera el depositario de las esencias del bando en guerra, aquel que recogía las adhesiones, los entusiasmos, el que animaba a los demás a luchar. Las especies emblemáticas representan de algún modo ese papel, para bien y para mal.

Llamamos especies abanderadas (mejor que especies bandera) a todas aquéllas a las que, por su atractivo, hacemos de alguna manera depositarias de las esencias de la conservación. Tienen que ser bellas (de acuerdo con los cánones de la belleza imperantes en un lugar y un momento dados), conmover, inspirar sentimientos conservacionistas y, finalmente, como resultado de todo ello, ser capaces de generar fondos para la con-

servación. Las especies abanderadas, por tanto, no se caracterizan por su "cualidad" ecológica, sino que son seleccionadas con criterios estratégicos (Hunter 2002). El panda gigante es probablemente el mejor ejemplo, pero ballenas, tigres y grandes primates le siguen muy de cerca. En nuestro país, apenas puede dudarse de que el lince ibérico o el lobo son mejores abanderados que el desmán, por más que no se discuta la extrema singularidad de éste.

Pros y contras de conservar especies abanderadas

Puesto que nadie discute que la conservación necesita fondos, por un lado, y también (aunque sea la otra cara de la misma moneda) precisa convencer cada vez a sectores más amplios de la sociedad, hay que reconocer que conservar especies abanderadas es no sólo útil, sino seguramente imprescindible. Pero ello no quiere decir que no genere problemas.

En la guerra, defender al portador del estandarte hasta el extremo de depositar en su suerte el destino final de la batalla tiene un sentido claro, por cuanto se entiende que el abanderado por sí solo nada tiene que hacer. En otras palabras, conseguir que el abanderado mantenga enhiesto su estandarte es tanto como reconocer que nuestras fuerzas son superiores a las del contrario. En cambio ello no tiene por qué ocurrir con la especie abanderada. Puede darse el caso, y quizás con frecuencia se da, de que se confunda al símbolo (la especie abanderada) con lo simbolizado (la naturaleza en peligro). La insistencia de los conservacionistas en personalizar su preocupación en determinadas especies (lo que aparentemente les ayuda a conseguir fondos y a avanzar) puede llevar a la sociedad a percibir que esas especies son las que interesa conservar, y el resto son banales o no corren peligro. Podemos, pues, estar perdiendo la batalla contra la sexta extinción mientras creemos ganarla porque el oso panda o el lince ibérico aún no han desaparecido.

Por otra parte, reforzado en la especie abanderada su sentido emblemático, e independizada en gran medida de su componente ecológico, ¿qué quiere decir salvarla? La aproximación científica a la conservación pretende mantener a las especies en su medio (*in situ*) y cumpliendo un papel funcional en los ecosistemas, pero nada de eso lo requiere la aproximación emocional que caracteriza a las especies carismáticas. Muchas veces oímos decir: "Si hay que salvar al oso cantábrico, y tan difícil es, que los metan a todos en una gran jaula y les den de comer" (y quien dice osos, puede decir cualquier cosa). Una parte significativa de la sociedad que quiere la conservación de la naturaleza entiende que conservar consiste, fundamentalmente, en evitar que las espe-

cies llamativas se extingan. Y consciente o subconscientemente, una parte de los responsables de la conservación alimentan el mismo punto de vista.

Pero ése no es el único riesgo de confiar en demasía la conservación de la naturaleza al uso de especies emblemáticas. Volvamos de nuevo al campo de batalla. Si el abanderado cae y nadie toma su papel, es que hemos perdido; si "vuelven banderas victoriosas", hemos ganado. La suerte de la bandera es la suerte de la batalla. En la lucha conservacionista, sin embargo, no ocurre así, pero la sociedad puede estar tentada a pensar que sí. Por ejemplo, y esperemos que no ocurra, si llegara a extinguirse el lince ibérico, emblema de la naturaleza mediterránea, ¿no cabe el riesgo de que la gente piense que, puesto que no hemos sido capaces de salvar a una especie con tanto carisma, no merece la pena luchar por salvar a otras menos atractivas? Y si ocurre al revés, si conseguimos recuperar al lince, ¿no puede ocurrir que la gente lo celebre y piense que el mal momento ha pasado, que los problemas de conservación en el monte mediterráneo ya han desaparecido? Simberloff (1998) ha revisado algunos de estos problemas en relación, sobre todo, con especies norteamericanas.

El análisis en Gran Bretaña de lo que la gente estaría dispuesta a pagar por conservar algunas especies ilustra muy bien la potencial perversidad de un apego poco crítico hacia las especies emblemáticas, a las que se ve como algo especial y distinto, separadas del resto de la comunidad viva. Los habitantes de Yorkshire están dispuestos a pagar más para conservar a la nutria sola que para conservar simultáneamente a la nutria y la rata de agua (White *et al.* 1997). Dicho de otro modo, prefieren a la especie emblemática desnuda y limpia, sin enmascarar con otras (Jordi Sargatall habla de la "seducción ambiental" que ejercen las especies emblemáticas; pero salvando las distancias eso implica el riesgo de que, seducidos por Claudia Schiffer o Harrison Ford, y pensando sólo en ellos, creamos que por eso somos poco egoístas y estamos mostrándonos solidarios con el resto de la humanidad).

Especies indicadoras

A juzgar por lo que acabamos de decir, la suerte de una especie emblemática de alguna manera *indica* a la sociedad y a los especialistas como marcha, en líneas generales, la lucha por la conservación. Si ni siquiera podemos conservar las especies más atractivas, capaces de generar mayor apoyo, ¿cómo irá la conservación de todo lo demás?

Esta no es, sin embargo, la única caracterización posible de una especie indicadora, ni siquiera la más habitual (ver, por ejemplo, Landres *et al.* 1988). Tradicional-

mente se ha considerado especies indicadoras a aquéllas que por el hecho de estar presentes en un determinado sistema señalan que dicho ecosistema está sano, desde el punto de vista físico, químico o biológico (o, por el contrario, que está deteriorado, como ocurre con las especies de invertebrados acuáticos indicadoras de contaminación). Suele tratarse de especies fáciles de detectar y "monitorear", de manera que los cambios demográficos de sus poblaciones puedan ser detectados a tiempo e interpretados en términos de otras variables de interés conservacionista más difíciles de medir.

En este sentido, como han señalado Leader-Williams y Dublín (2000), el valor de las especies indicadoras incluye tanto un componente ecológico (en la medida en que sus cambios puedan reflejar los del conjunto de la comunidad a la que pertenecen) como un componente estratégico (en tanto en cuanto son útiles para llamar la atención precozmente sobre los problemas y orientar la política conservacionista).

De lo dicho se desprende que las especies indicadoras tienen un particular interés de conservación, directamente derivado de su utilidad para el seguimiento. En el aspecto puramente ecológico, sin embargo, su conservación no es esencialmente diferente de la de cualquier otra especie.

El riesgo que se corre apostando todo (o mucho) a la salvación de una especie indicadora es que consigamos evitar los síntomas (señalados por el devenir de la especie en cuestión) pero no acabemos con el mal. Una política de conservación muy orientada a una especie indicadora puede conseguir que deje de serlo, por cuanto cumplía su papel únicamente en las condiciones naturales previas a la actuación sobre ella (en el caso más extremo, ninguna especie sirve para indicar nada sobre su ecosistema de origen cuando es mantenida en cautividad, o en unas condiciones de "libertad vigilada", al margen de enemigos y provista de alimento). Por otro lado, podemos pretender eliminar ese posible sesgo recurriendo a la exageración contraria, como sería declarar que prácticamente todas las especies son indicadoras, a un nivel u otro (Noss 1990). En ese caso nos habríamos movido mucho, pero no habríamos avanzado nada.

La conservación de especies clave (*keystone species*)

En algunos casos la conservación de especies concretas tiene un sentido ecológico muy evidente, por tratarse de especies con un papel muy relevante en la comunidad o el ecosistema del que forman parte (Paine 1969, 1995). Estas especies, llamadas habitualmente especies clave, tienen un impacto desproporcionado en relación a su abundancia o su biomasa. En algunos casos pueden ser especies ingenieras, que modifican físi-

camente el ambiente en el que viven, como ocurre con los castores que fabrican pequeños embalses. En otros casos destacan por su papel como grandes depredadores (especialmente cuando limitan la abundancia de mesodepredadores más pequeños, como ocurre con la nutria marina del Pacífico). Algunas veces son presas, aunque en este caso suelan ser particularmente abundantes, y aún caben otras posibilidades. El conejo, por ejemplo, ha sido considerado una especie clave en el monte mediterráneo ibérico, donde cumple numerosos papeles: consume gran cantidad de vegetación, alterando el paisaje, dispersa semillas, alimenta a numerosísimos depredadores, construye vivares subterráneos donde viven otras especies, etc. De un modo similar, las praderas centrales de Norteamérica han sido consideradas "el ecosistema del perrito de las praderas".

Como ha señalado Heywood (1995), un problema con las especies clave es que su papel suele detectarse cuando ya han desaparecido o se han vuelto muy escasas (es frecuente detectar el valor especial de personas y cosas cuando nos faltan, mientras que nos parecen normales mientras las tenemos). En esas situaciones, una vez que la especie clave ha dejado de cumplir su papel, el sistema completo tiende a buscar (y con frecuencia encuentra) nuevos equilibrios, transformándose en algo distinto a lo que conocíamos y pretendíamos conservar. Cuando ocurre así, volver al estado inicial es complicado, generalmente por la dificultad de recuperar a la antigua especie clave, que carece de sitio en el nuevo equilibrio ecosistémico (por ejemplo, el conejo en el sistema monte-conejo-mesodepredadores-lince).

Detectar las especies clave y trabajar por su conservación y eventual recuperación se parece más a luchar por los objetivos finales conservacionistas de lo que lo es trabajar con especies abanderadas y especies indicadoras (Simberloff 1998). En todo caso, y una vez más, las especies clave sólo lo son en su medio natural y cuando existen en una abundancia y ocupando un área de distribución determinadas. Igual que una golondrina no hace verano, unos pocos ejemplares de una especie clave no pueden tener un papel ecológico relevante. ¿Qué queremos conservar, pues, en este caso? La respuesta debería ser, supongo, que poblaciones de especies clave suficientemente nutridas como para que puedan tener en el ecosistema el impacto que se espera de ellas.

El caso de las especies paraguas (*umbrella species*)

Hay especies que tienen requerimientos de hábitat tan grandes y complejos que su conservación implica casi necesariamente la de todo el sistema que las acoge. De alguna forma funcionan como paraguas que automáticamente dejan a cubierto del riesgo

de extinción a muchas otras especies (Hunter 2002). Su razón de ser, por tanto, es mucho más ecológica que estratégica, aunque suelen ser más eficaces si además de paraguas son especies carismáticas. El lince ibérico se considera un paraguas del ecosistema mediterráneo peninsular, en la medida en que conservar al lince requiere mantener en buen estado de conservación extensas parcelas de monte con su flora y su fauna. El gorila de montaña, sin duda, es un buen paraguas para los ecosistemas forestales de los Volcanes Virunga.

La conservación de especies paraguas es una buena alternativa, dado que con frecuencia se da la coincidencia, además, de que las especies con grandes requerimientos de hábitat (y por tanto con mayor potencialidad como paraguas) son especies de gran tamaño, y en consecuencia llamativas, y por ello carismáticas. La utilización intensiva de estas especies, sin embargo, no está exenta de problemas, y el caso del lince ibérico en Portugal (y en cierta medida en España) lo ilustra muy bien.

Resulta a primera vista sorprendente que en el caso del lince ibérico las autoridades y los ecologistas hayan intercambiado sus habituales discursos. Es frecuente oír a los defensores de la naturaleza enfatizando los problemas, mientras que la Administración los minimiza. Así, los primeros deberían decir que ya no quedan linces y los segundos, en cambio, que el problema no es tan grave. En la actualidad, con creciente frecuencia se oye lo contrario, y el motivo hay que buscarlo en el papel del lince ibérico como especie paraguas. Más o menos al margen de las pruebas disponibles, en cualquier lugar razonable los ecologistas defienden con entusiasmo que aún quedan linces, porque haciéndolo así defienden ese entorno de amenazas exteriores (como obras de infraestructura, proyectos de deforestación, etc). Por el contrario, la Administración que desea evitar cortapisas para sus planes tiende a postular que el lince ha desaparecido allí donde ella pretende actuar, disminuyendo así los costes de minimización del impacto ambiental y las eventuales medidas compensatorias. Sin quererlo, el uso excesivo del concepto de especie (o especies) paraguas puede volverse contra la conservación, al constituirse en un incentivo perverso, que consigue lo contrario de lo que pretende (las aves acuáticas son especies paraguas en los humedales, de manera que suelen fijarse unos números mínimos por encima de los cuales el lugar debe protegerse; en ese caso los cazadores pueden estar tentados, por ejemplo, a que las poblaciones nunca alcancen ese número mínimo, pues desean seguir cazando).

Si tuviéramos muy claro lo que queremos conservar, tal vez este problema no existiría. ¿Recuerdan la película *Tener o no tener*, donde el borrachín preguntaba insistentemente a Lauren Bacall, y a cualquier otro que se le pusiera por delante, si le había picado alguna

vez una abeja muerta? Pues bien, si tuviéramos muy claro lo que queremos conservar las especies paraguas seguirían cubriendo los ecosistemas después de muertas (o localmente extintas), por cuanto deberíamos aspirar a que pudieran recolonizar aquellos lugares algún día. Astrid Vargas, tras el espectacular éxito de la cría en cautividad de turones de patas negras (Vargas *et al.* 1999), ha contado como uno de los principales problemas a la hora de reintroducirlos ha sido encontrar lugares bien conservados adecuados para ello (ver Miller *et al.* 1994). Gran parte de las grandes praderas, el hogar del turón de patas negras, no existen como tales, son hoy pastos artificiales y tierras de cultivo. Un uso óptimo del turón como especie paraguas debería haber permitido conservar para él porciones suficientes del ecosistema de origen como para garantizar la viabilidad de sus poblaciones salvajes (reintroducidas) a largo plazo. El caso del lince ibérico no es muy distinto, pero con la gran diferencia de que aquí aún estamos a tiempo de intentarlo.

Recapitulando: ¿Qué es lo que queremos conservar y a qué llamamos recuperar especies amenazadas?

Entiendo que a nadie debería ocultársele (y el planteamiento de este libro lo ilustra a la perfección) que la práctica de la conservación de la naturaleza tiene cuando menos una doble faceta. Detectar los problemas, sugerir soluciones y proponer prioridades de actuación es materia fundamentalmente biológica y ecológica, y por tanto objeto de la actividad científica. La puesta en práctica de esas medidas, sin embargo, y los factores que condicionan su eficacia, son de naturaleza básicamente política, social y económica. Como esta doble dependencia es real, y no podemos cambiarla, hay que aprender a minimizar los problemas que genera, dado que es imposible evitarlos. Ni científicos, ni políticos, ni economistas pueden pretender solucionar por sí solos los problemas de conservación.

Los científicos defienden que la acelerada desaparición de especies amenaza al equilibrio inestable de la biosfera, puesto que cada especie cumple un papel y tiene un efecto, y es la suma de todos ellos la que convierte al Planeta en un mundo habitable para nuestra especie. De alguna manera, por tanto, conservar especies sería un "atajo" (Caro y O'Dogherty 1999) para alcanzar el objetivo principal que es conservar la viabilidad de la Tierra, pues si seguimos perdiendo piezas tal vez nuestro planeta deje de funcionar de la manera que nos gusta. Además, los científicos están convencidos de que las especies deben conservar la variabilidad genética suficiente como para adaptarse a los cambios ambientales futuros, y tamaños de población y rangos de distribución lo bastante amplios como para garantizar la potencialidad de evolucionar. Ello implica que

también deben conservarse hábitats determinados de especie suficientemente grandes y conexiones entre hábitats que permitan los desplazamientos latitudinales de las especies si el clima cambia. Hasta llegar a ese nivel, una especie concreta no estaría del todo recuperada desde el punto de vista de los científicos (y es difícil contestar a la pregunta de si sería deseable, en el caso de ser factible, que todas ellas alcanzaran ese estado).

La sociedad habitualmente no mira tan lejos y puede no percibir con claridad que conservar el conjunto de la biodiversidad es importante para su bienestar o el de las próximas generaciones. Además, percibe mejor y está más dispuesta a aplicar su dinero a la supervivencia de especies concretas y visibles que a objetivos abstractos que se antojan lejanos (como, por ejemplo, evitar la disminución de la capa de ozono). Por otro lado, una parte importante de la sociedad desconfía de la ciencia, que quita a las cosas encanto y misterio (y por ende belleza; escribe el novelista sueco Hennig Mankell: "Su belleza era misteriosa, como lo es todo lo bello"). Puede ser, entonces, que la sociedad se conforme con que las especies no se extingan, y llame recuperar al simple hecho de evitar la extinción (aunque sea en cautividad, o en condiciones de supervivencia extremadamente artificiales, lo que quiere decir no funcionales).

Los políticos y gestores se encuentran en medio. Tal vez quisieran hacer caso a los científicos, pues saben que merece la pena fiarse de ellos, ya que ha sido el conocimiento científico el que ha permitido el desarrollo de tecnologías que han hecho al mundo ser lo que hoy es; pero al mismo tiempo se deben a la sociedad que les vota y que paga con sus impuestos la tarea común (McNeely 2000). Por eso, aunque se ha pretendido una aproximación ecosistémica a la conservación (donde el énfasis se pondría en la conservación de los flujos de materia y energía, en lugar de ponerse en los organismos, componentes del sistema; ver, por ejemplo, Grumbine 1994), recurrir a las especies sigue siendo vital. Trabajemos, pues, por la recuperación de especies, pero teniendo las ideas claras.

Queremos conservar la integridad composicional y funcional de la biosfera (Callicott *et al.* 1999), y para ello cuantas más especies consigamos recuperar, mejor. La selección de objetivos puede hacerse a partir de los conceptos de especies abanderadas, paraguas, clave e indicadoras, intentando que las mismas especies caigan en varias categorías, para ganar eficacia. Pero recordando siempre que, para alcanzar el objetivo final, una especie sólo debería considerarse recuperada cuando sea lo suficientemente abundante y bien extendida en libertad como para mantener su funcionalidad, garantizar su capacidad de adaptación a los cambios ambientales y conservar sus potencialidades evolutivas sin necesidad de ayuda de origen humano.

¿Quiere ello decir que si no alcanzamos ese estatus debemos rendirnos? ¡Ni mucho menos! De hecho, es imposible pasar directamente de una situación de amenaza a otra de plena recuperación (dependiendo de las especies y las circunstancias, el proceso puede durar años, lustros, siglos o no alcanzarse jamás). Pero sí que se pueden jerarquizar los objetivos a alcanzar en cada fase de los programas de recuperación. En primer lugar queremos salvar, como sea (incluyendo reproducción en cautividad, alimentación suplementaria, etc) a la especie amenazada de la inminente extinción. Conseguido este primer paso podremos plantear ir más allá y potenciar la poblaciones silvestres o crear mediante reintroducción algunas poblaciones nuevas. Superado de nuevo este paso, podríamos aspirar a recuperar el área ocupada por la especie hace veinte, o cincuenta, o cien años, etc, etc. En todo caso, la sociedad debe tener claro que el objetivo buscado no es salvar especies por salvarlas, manteniéndolas artificialmente. Si nos conformáramos con eso sería tanto como aceptar que basta que en los hospitales salven la vida de los pacientes, aunque se mantengan para siempre en coma y con el respirador.

Bibliografía

AGUILERA, C. (1985). *Flora y fauna mexicana. Mitología y tradiciones*. Editorial Everest Mexicana, S.A., Mexico D.F.

CALLICOTT, B., L.B. CROWDER y K. MUMFORD. (1999). Current Normative Concepts in Conservation. *Conservation Biology* 13: 22-35.

CARO T.M. y G. O´DOHERTY. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13: 805-814.

DELIBES, M. (2004). La acción humana y la crisis de la biodiversidad. Pp. 23-38 *en:* M. Gomendio, (ed.) *Los retos medioambientales del siglo XXI.* Fundación BBVA, Bilbao.

GRUMBINE, E.R. (1994). What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8: 27-38.

HEYWOOD, V.H. (1995). *Global Biodiversity Assessment.* Cambridge University Press, Cambridge.

HUNTER JR., M.L. (2002). *Fundamentals of conservation biology*. 2nd edition. Blackwell Science, Malden, Massachusetts.

KAREIVA, P. y S.A. SIMON. (2003). *The importance of species. Perspectives on expendability and triage.* Princeton University Press, Princeton and Oxford.

KINZIG, A.P., S.W. PACALA y D.TILMAN. (2001). *The functional consequences of biodiversity.* Princeton University Press, Princeton and Oxford.

LANDRES, P.B., J. VERNER y J.W. THOMAS. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.

LEADER-WILLIAMS, N. y H.T. DUBLÍN. (2000). Charismatic megafauna as “flagship species”. Pp. 53-81 *en:* A. Entwistle y N. Dunstone, (eds.) *Priorities for the conservation of mammalian diversity: Has the Panda had its day?* Cambridge University Press, Cambridge.

MCNEELY, J.A. (2000). Practical approaches for including mammals in biodiversity conservation. Pp. 355-367 *en:* A. Entwistle y N. Dunstone, (eds.) *Priorities for the conservation of mammalian diversity: Has the Panda had its day?* Cambridge University Press, Cambridge.

MILLER, B., G. CEBALLOS y R. READING. (1994). Prairie dogs, poison, and biotic diversity. *Conservation Biology* 8: 677-681.

NOSS, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.

PAINE, R.T. (1969). A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist 103*: 91-93.

______ (1995). A conservation on refining the concept of keystone species. *Conservation Biology* 9: 962-964.

PRIMACK, R.B. (1998). *Essentials of Conservation Biology*, 2nd edition. Sinauer, Sunderland.

SIMBERLOFF, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83:247-257.

VARGAS, A., D. BIGGINS y B. MILLER. (1999). Etología aplicada al manejo de especies amenazadas: el caso del turón de patas negras (Mustela nigripes). *Etología* 7: 33-39.

WHITE, P.C.L., K.W. GREGORY, P.J. LINDLEY, y G. RICHARDS. (1997). Economic values of threatened mammals in Britain: a case study of the otter Lutra lutra and the water vole Arvicola terrestris. *Biological Conservation* 82: 345 354.

WILSON, E.O. (1984). *Biophilia*. Harvad University Press, Cambridge.

2

¿QUÉ SABEMOS SOBRE LOS FACTORES QUE AFECTAN AL PROCESO DE RECUPERACIÓN DE FAUNA AMENAZADA?

Ignacio Jiménez Pérez

La recuperación de especies amenazadas: un conflicto permanente

¿Qué tienen en común animales como el samaruc, el quebrantahuesos, el lagarto del Hierro, el lince ibérico o el ferreret? Todos ellos se encuentran actualmente inmersos en procesos de recuperación (o de extinción, según como se mire). Estos procesos tienen en común que, en primer lugar, sus poblaciones han sufrido una clara regresión o cuentan con una cantidad pequeña de individuos, como fruto de una serie de procesos y factores históricos y/o presentes. Esto hace que, si la situación sigue como actualmente o si las circunstancias cambian a peor, es probable que acaben extinguiéndose. En segundo lugar, en todos estos procesos la sociedad, o al menos un sector importante de ella, se ha manifestado en el sentido de que dicha situación es indeseable y que se debe hacer algo para asegurar la supervivencia de estas poblaciones a largo plazo. Debido a esto, un conjunto de actores (gobiernos, ONGs, centros de investigación, medios de comunicación) comienzan a tomar acciones destinadas a evitar la temida extinción. Es decir: para recuperar a la especie.

Son estas dos características las que hacen que, desde el principio, el proceso de recuperación de una especie amenazada esté inmerso en un conflicto de intereses. Por un lado diferentes personas o sectores tienen interés en que las cosas sigan como están o que incluso aumenten los procesos que están afectando negativamente a la población del animal en cuestión, bien porque no son conscientes del efecto que dichos procesos tiene sobre aquélla o porque, aún sabiéndolo, consideran que van a percibir un beneficio mayor si se mantienen los procesos que la afectan negativamente. Simultáneamente, otras personas o grupos sienten que las cosas no están bien como están y movilizan los recursos disponibles en su haber (poder, dinero, información, prestigio, etc.) para revertir este proceso. Dentro de este segundo grupo, algunos pueden favorecer las políticas conservacionistas dominantes, mientras que otros pueden luchar por un cambio de polí-

tica o por un espacio propio dentro de la ejecución de estas u otras políticas. Debido a esto, a lo largo de este libro vamos a encontrarnos con conflictos entre: administraciones públicas, gestores e investigadores, activistas y gestores, activistas e investigadores, investigadores entre sí, agricultores y gestores, cazadores y ecologistas, etc (ver capítulo 4). De hecho, una especie amenazada sólo se puede escapar de su destino polémico si: 1) la sociedad en su totalidad desconoce su situación, por lo cual nadie puede preocuparse al respecto, 2) la sociedad en su totalidad ha decidido que dicho riesgo de extinción no le importa, o 3) si ya se ha extinguido y no hay nada que hacer al respecto. Esto explicaría el interés de algunos gestores, políticos o propietarios en declarar a una especie como extinta en su área de trabajo para, precisamente, escaparse de dicho conflicto. En cualquier caso, el objetivo de estas líneas no es presentar la recuperación de fauna como una labor "maldita" por su carácter conflictivo. De hecho cualquier otra tarea pública destinada a la mejora de la sociedad va a experimentar el mismo tipo de lucha entre los que buscan la permanencia del *status quo* y los que quieran modificarlo, a menudo en direcciones contrapuestas. La idea de fondo es presentar al proceso de recuperación/extinción como un fenómeno complejo donde, por definición, diferentes fuerzas contrapuestas o coincidentes se juntan para dirigir a una población animal hacia su desaparición total, un franco crecimiento o cualquier otro resultado intermedio. El objetivo de este capítulo es presentar y tratar de comprender estas fuerzas y las relaciones existentes entre ellas: los factores que afectan al proceso de recuperación de fauna amenazada.

Comprendiendo los factores que afectan el proceso de recuperación

Las fuerzas que determinan el destino de una población animal son tantas, tan diversas y funcionan a tantos niveles, que resulta especialmente difícil dibujar un "mapa" que sea a la vez suficientemente completo y detallado como sintético y comprensible. Esto hace que tendamos a enfocar nuestra atención sobre aquellos factores que nos son más fáciles de comprender en función de nuestra formación o experiencia personal. Así, un ecólogo tenderá a fijarse en factores de tipo demográfico y de hábitat, mientras que un veterinario podrá enfatizar cuestiones epidemiológicas o de biología reproductiva, un abogado se fijará en los aspectos legales, un burócrata en aspectos administrativos y un activista en cuestiones de manejo de la información y su impacto sobre la opinión pública. El problema es que estas visiones parcializadas que todos tenemos dificultan el análisis riguroso e integral de los procesos de recuperación, además de dificultar la comunicación y la búsqueda de acuerdos entre los diferentes sectores implicados a la hora de definir el problema en cuestión y la mejor manera (o mane-

ras) de encararlo. Si una persona se fija en la trompa, otra en la cola, otra en las patas y otra en la panza, es difícil que entre todos veamos el elefante completo.

En este sentido, con el esquema propuesto en la Figura 1 y los siguientes párrafos explicativos propongo un marco conceptual que pueda ser comprendido y compartido por diferentes sectores y grupos profesionales, que nos permita analizar y comparar diferentes procesos de recuperación, que nos ayude a ubicar a los diferentes actores que afectan al proceso y que mejore nuestro conocimiento sobre las interacciones existentes entre los diferentes grupos y factores.

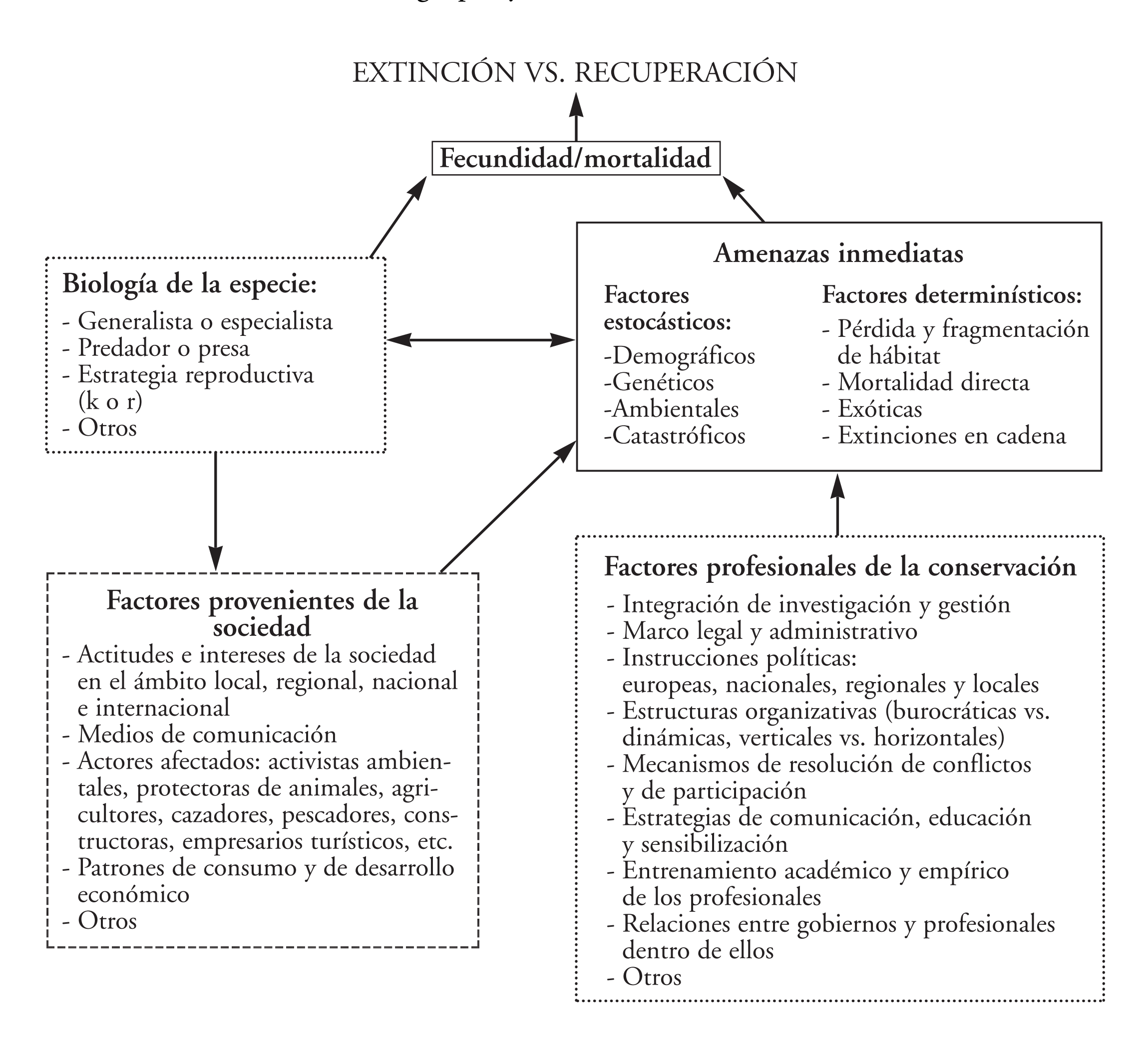


Figura 1. Resumen de los factores que afectan el proceso de recuperación/extinción de fauna amenazada y las relaciones existentes entre ellos.

En último término, el que una especie o población se extinga va a depender primeramente del balance existente entre natalidad y mortalidad. Si la primera supera a la segunda durante el tiempo suficiente, lograremos que la especie se recupere. Si sucede lo contrario, el destino final puede ser la desaparición de esa población. Sin embargo, este análisis tiene una utilidad práctica muy limitada a la hora de tomar medidas de conservación. Las preguntas que nos vienen a la mente inmediatamente son: ¿Cuáles son los factores que hacen que aumente la natalidad o la mortalidad? ¿Sobre cuáles de ellos debemos trabajar para mejorar el estado de nuestra población? En la Fig. 1 vemos que existen factores próximos que inciden de manera directa sobre la mortalidad y la natalidad. Éstos han sido divididos en dos grupos: amenazas directas y factores biológicos intrínsecos. Las primeras se refieren a las causas directas de la extinción y sobre ellas se ha centrado la mayor parte de los análisis de los biólogos de la conservación, contando por tanto con un marco teórico claramente desarrollado y aceptado (Belovsky *et al.* 1994, Caughley 1994, Caughley y Gunn 1996, Meffee y Carrol 1997). En cuanto a los segundos, reflejan las características propias de cada especie que hacen que responda mejor o peor a las amenazas existentes y que, además, van a afectar a la manera en que ésta es percibida por la sociedad y van a facilitar o dificultar las medidas conservacionistas.

Por detrás de estos factores próximos, y a veces influenciados por ellos como se ve en la Fig.1 y se detalla más abajo, aparecen otros factores o causas últimas que son necesarios tener en cuenta y gestionar adecuadamente si queremos revertir las amenazas directas que pesan sobre la población. Estos factores se dividen aquí con fines analíticos en dos grupos: factores profesionales de la conservación y factores de la sociedad. Los primeros factores nos obligan a poner la atención en "nosotros", los profesionales de la conservación. Como se verá mas abajo, la manera como nosotros vemos, discutimos, negociamos, actuamos y nos organizamos ante la realidad, tendrá un papel primordial, si no en decidir la extinción de una especie, sí en nuestra capacidad de recuperarla adecuadamente. Los otros factores se refieren al conjunto de la sociedad, tanto en el ámbito local, como en el regional, nacional o internacional, para analizar los diferentes grupos de interés implicados, sus actitudes, conocimientos, modelos de desarrollo y consumo, así como el marco legal general, y su efecto sobre la conservación de una población amenazada. A diferencia de lo que pasa sobre las causas próximas, existe un muy escaso consenso sobre la manera como estos factores últimos, con una claro perfil social, interactúan para decidir el futuro de las especies y carecemos de una tipología establecida en este sentido. De hecho uno de los objetivos de este capítulo es avanzar en el establecimiento de esta visión compartida.

Quiero anotar que el análisis incluido en este capítulo es obligatoriamente limitado y sesgado en lo que se refiere a la *totalidad* de los factores que influyen en la extinción o recuperación de una especie. Estos factores trabajan en múltiples pasos lógicos (esto es causa de esto que a su vez es causa de esto que a su vez...), a tantas escalas (local, regional, nacional, europea, mundial) y en tantos ámbitos interrelacionados (cambio climático, procesos de globalización comercial, conflictos bélicos internacionales, etc.), que resulta imposible tratar de capturar toda esta realidad compleja en la "fotografía" de este capítulo. Además, un esfuerzo de este tipo ni siquiera sería eficiente al promover más confusión que claridad. Por ello, he optado por centrar (o sesgar) el análisis en aquellos factores que mejor podemos comprender los *profesionales de la conservación* y sobre los que tenemos mayor capacidad de incidencia directa. Así, los párrafos siguientes pretenden servir como un mapa que ayude a la comprensión del proceso de conservación por parte de estos profesionales, aunque sea cierto que representamos un grupo limitado y quizás de escasa influencia entre los diferentes sectores que toman decisiones que afectan cada día a la conservación de la biodiversidad en España y en el mundo.

Amenazas directas

Estas amenazas directas pueden dividirse en factores determinísticos y en factores estocásticos. Los *factores determinísticos* son aquellos que siguen una tendencia predecible a lo largo del tiempo que permite proyectar en el futuro el efecto que dicho factor va a tener sobre una población amenazada. Así, si uno supiera la cantidad de águilas imperiales que mueren cada año por culpa de los venenos y uno tuviera una idea clara de las tendencias futuras del uso de estos tóxicos, podría llegar a proyectar la mortalidad esta rapaz en los próximos años y el impacto que ésta tendría sobre el mantenimiento de la población. Tal y como se refleja en la Fig. 2, los factores determinísticos son aquellos que tienen una mayor impacto en una especie en las primeras fases del proceso de extinción o declive poblacional. En cambio los *factores estocásticos* son de tipo netamente probabilístico, están relacionados con fenómenos azarosos difícilmente predecibles y constituyen la varianza que rodea a la tendencia media de los procesos determinísticos. Como se ve en la citada figura y se explica más abajo, los fenómenos estocásticos comienzan a tener una gran importancia cuando las poblaciones se han hecho extremadamente escasas o fragmentadas. El bajo número de individuos de estas poblaciones deja espacio a que un "golpe de mala suerte" pueda implicar una reducción importante de su viabilidad a largo plazo, si no su eventual extinción, algo

que difícilmente sucedería en una población con suficiente "colchón demográfico" . En este sentido, grande o pequeño dependerá de la especie en cuestión y de la frecuencia y la intensidad del fenómeno estocástico. Una población puede ser suficientemente grande como para sobrevivir una avalancha de nieve pero no como para aguantar tres años de sequía.

Diamond (1989) resumió las principales *causas determinísticas* de la extinción de especies en cuatro grandes grupos a los que denominó "el cuarteto malvado" o, como Miguel Delibes de Castro (2001) prefiere llamarlos, "Los cuatro jinetes del Apocalipsis". Éstos serían: mortalidad antrópica directa, pérdida de hábitat, introducción de especies exóticas y extinciones en cadena. Estos procesos afectan por igual a grandes o pequeñas poblaciones de animales o plantas (Fig. 2), y su efecto se puede revertir eliminando el agente o agentes que están detrás de ellos.

1. **Mortalidad antrópica directa**: Ocurre cuando se explota o se eliminan los individuos de una población de manera deliberada (pesca y caza selectivas, algunos venenos, métodos de erradicación, etc,) o se les mata de manera no intencionada (atropellos, envenenamientos inintencionados, pesca incidental, electrocución en cables de alta tensión) a un ritmo superior a la capacidad reproductiva de la especie. En los siguientes capítulos se verán ejemplos de este tipo de amenaza en los casos del lobo, oso, lince ibérico, águila imperial, quebrantahuesos, cerceta pardilla y malvasía.

2. **Destrucción y fragmentación del hábitat**: Actualmente ésta es la principal fuerza detrás de la gran extinción contemporánea --lo que se ha llamado la Sexta Gran Extinción—, motivada porque los humanos, su cohorte de especies mutualistas (ganado, plantas agrícolas, mascotas, comensales inintencionados) y los desechos y actividades producidos por éstos están modificando o destruyendo los hábitats de las especies silvestres, reduciendo la capacidad de carga de éstos y por ende el número de individuos que pueden habitar una región determinada o el planeta en su conjunto. En muchos casos los hábitats naturales que sobreviven a este proceso de destrucción y fragmentación se comportan como islas ecológicas sujetas a fuerzas (efecto de borde, efecto de Allee y procesos estocásticos) que llevan a sus inquilinos hacia la extinción. Tal y como explicaba David Quammen (1996) en su excelente "La canción del Dodo", si uno toma una alfombra persa y la corta en 30 pedazos, ya no tiene una alfombra persa, sino un conjunto de harapos. Algo similar sucede con las poblaciones naturales al fragmentarse; tal y como se describe más adelante en este libro en los casos del samaruc, el águila imperial, el lince ibérico o el oso pardo.

3. **Especies exóticas o introducidas**: En este caso, algunas especies que aparecen en áreas de donde no son originarias y cuyos ecosistemas favorecen su expansión y crecimiento explosivos pueden causar el declive o desaparición de otras especies originarias del lugar. Éstas especies exóticas pueden provocar la destrucción del hábitat donde vienen a establecerse (como es el caso de cabras, conejos, burros y otros herbívoros), pueden introducir enfermedades desconocidas en la zona (como es el caso de los humanos en El Nuevo Mundo o en varias islas, o los mosquitos y el paludismo en Hawai, mixomatosis y EHV con los conejos), predar sobre especies nativas "ingenuas" (como sucede con los gatos y los lagartos canarios, o la culebra de agua y el ferreret), o competir (visón americano y europeo, gambusia y samaruc) o hibridarse (las dos malvasías) con algunas de ellas.

4. **Extinciones en cadena**: La mayoría de las especies interactúan entre ellas, ya sea por simbiosis, mutualismo, competencia, parasitismo o depredación. Un cambio en la abundancia de una especie es probable que afecte a la abundancia de otra, especialmente si se trata de una especie clave (ver capítulo 1de este libro) de la cual depende la supervivencia de muchas otras, bien porque actúe como una presa fundamental (v.g. conejo o perrito de las praderas, para el lince y el turón de patas negras respectivamente), como un superdepredador (v.g. lince ibérico en el ecosistema mediterráneo ibérico o jaguares y ocelotes en los bosques tropicales americanos) o como un modificador de hábitat (conejos, perros de la pradera o castores). En este sentido, hablaríamos de extinciones en cadena cuando la desaparición o declive marcado de una especie clave conlleva la extinción de otra u otras. Como se verá en los capítulos correspondientes de este libro, los dramas del águila imperial y el lince ibérico son, al menos en parte, consecuencia directa de la extinción total o ecológica del conejo en buena parte del territorio peninsular.

Entre los *procesos estocásticos* que pueden extinguir a una especie se encuentra la estocasticidad demográfica, la estocasticidad ambiental y las catástrofes, y la estocasticidad genética

1. La **estocasticidad demográfica** depende de factores como la edad y el sexo de los individuos que conforman una población pequeña. Dichas poblaciones tienen mayores posibilidades de sufrir un sesgo en la distribución de sexos –lo que suele ser especialmente malo si el sesgo favorece a los machos frente a las hembras--, lo que suele conducir a una disminución en la tasa intrínseca de crecimiento de la especie y a una menor probabilidad de supervivencia a largo plazo. El destino del bucardo pirenaico, representado en los últimos años únicamente por hembras (varias de las cuales parecí-

an ser ya reproductivamente seniles) y sin un macho del mismo taxón que las fecundara ejemplifica este tipo de "mala suerte" demográfica.

2. La **estocasticidad ambiental** se refiere a cambios impredecibles del ambiente, tales como sequías, inundaciones, inviernos largos, etc. Por ejemplo, parece que inviernos largos y fríos junto a lluvias tardías en verano han contribuido a disminuir el éxito de nidificación y la superviviencia de pollos en poblaciones silvestres de urogallos del Cantábrico. Las catástrofes ambientales (incendios, huracanes, epizootias) pueden conducir a la desaparición de poblaciones pequeñas. Por ejemplo, la última población de mariposa azul en Inglaterra se extinguió a causa de una larga sequía. La última población silvestre de turón de patas negras estuvo al borde de la extinción por culpa de dos epizootias concomitantes de moquillo canino y peste bubónica. De los tres últimos íbises calvos que estaban protegidos en un santuario en Turquía dos se murieron en un año por culpa de una tormenta. Cerca de dos tercios de la principal subpoblación de focas monje del atlántico oriental murieron durante una marea roja en una ocasión. El concepto de catástrofe dependerá igualmente del tamaño de la población: el árbol que mató a la última bucarda de los Pirineos al caer sobre ella fue una catástrofe que significó la extinción total de la subespecie.

3. **Estocasticidad genética**: Depende de factores como el efecto de los individuos fundadores, la deriva genética, los cuellos de botella y la depresión por endogamia. Estos fenómenos reducen la variabilidad genética y aumentan la expresión de caracteres deletéreos. A largo plazo, esto conduce a una disminución de la *aptitud biológica* de la especie (capacidad reproductora y de supervivencia) así como a una disminución en la capacidad de adaptación a cambios medioambientales.

Cuanto más pequeña es la población, mayor es la probabilidad de que se desencadenen rachas de mala suerte, donde cada pequeño suceso negativo parece favorece la aparición de otro hasta lograr su total desaparición, en el proceso conocido como "vórtice de extinción" (Gilpin y Soulé 1986). Como resultado de procesos estocásticos, es posible que una población se extinga aunque se hayan logrado neutralizar las amenazas determinísticas que pesaban sobre ella. Éste parece que fue el caso de los últimos bucardos de los Pirineos, recluidos en un hábitat subóptimo durante décadas que les impidió crecer poblacionalmente (a diferencia de sus congéneres de Gredos) y que generó problemas demográficos (ausencia de machos) y seguramente genéticos (endogamia) que desembocaron en un vórtice de extinción que impidió la recuperación de la especie hasta que el último individuo murió por un acto fortuito: la caída de un árbol sobre ella. Dependiendo del tamaño de una población, aumentará o disminuirá

la importancia de los efectos estocásticos y determinísticos, y variará igualmente el tipo de manejo que será necesario aplicar: desde un manejo preventivo basado en acciones que raramente requieren la captura y manipulación directa de individuos como sucede con el lobo o el buitre leonado, pasando por un manejo intensivo como es el caso del quebrantahuesos, el águila imperial y el oso pardo cantábrico, hasta llegar a un manejo superintensivo con gran peso de la cría en cautividad, como sucede con los lagartos canarios, el samaruc, el ferreret y probablemente el lince ibérico. La figura 2 resume gráficamente estos puntos.

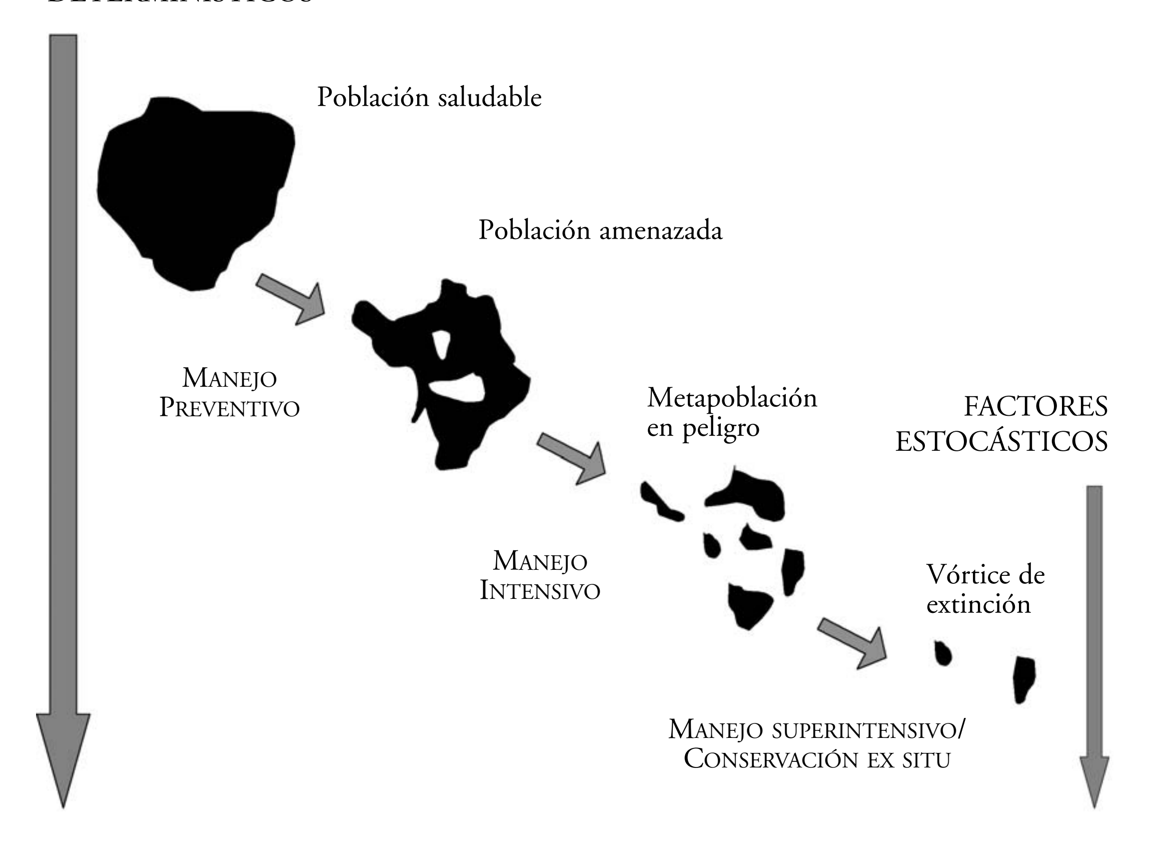


Figura 2. Esquema del proceso de extinción de una población, mostrando la influencia de factores determinísticos y estocásticos en las diferentes fases del proceso y los diferentes tipos de manejo acordes al grado de amenaza de la población.

Factores biológicos

Las características biológicas intrínsecas a la especie van a determinar el efecto de las amenazas recién citadas sobre la población a conservar. Además de esto, estas mismas características pueden complicar o facilitar las acciones de los gestores (factores profesionales) o tener un gran impacto sobre la posición de la sociedad en general con respecto a la conservación de la especie, tal y como se muestra en la Figura 1.

No es lo mismo trabajar con una especie con una alta tasa reproductiva como el samaruc o la cerceta pardilla, que con animales longevos que tienen muy pocas crías, como el oso pardo o el quebrantahuesos. Los segundos son mucho más sensibles a la mortalidad directa y tienen serios problemas para recuperarse después de una época de cacería o similar.

Igualmente, los animales con comportamientos complejos que incluyen una frase de aprendizaje prolongada (v.g. lobo, oso o focas monje) son mucho más complicados de criar en cautividad y reintroducir que otras especies con bagajes comportamentales mucho más simples (v.g. ferreret, samaruc o lagartos canarios).

Especies depredadoras como el lobo o el lince ibérico pueden entrar en competencia con el hombre o con sus especies ganaderas o cinegéticas, lo que puede crear una actitud negativa frente a la especie en aquellos colectivos más afectados. Esta actitud negativa puede complicar enormemente los esfuerzos destinados a su conservación. Las especies generalistas como el lobo, el zorro o el jabalí podrán adaptarse con mucha mayor facilidad a cambios de hábitat o de disponibilidad de presas que las que son claros especialistas como el águila imperial, el quebrantahuesos o el lince ibérico.

Se sabe por diferentes estudios que la gente tiende a preocuparse más y por tanto a favorecer esfuerzos de conservación en el caso de grandes vertebrados carismáticos (v.g. tigre, panda, lince, nutria) que en el de pequeños vertebrados o invertebrados. El caso de un pequeño pez, conocido como *snail darter,* en los EEUU y la polémica que se desató al bloquearse la construcción de una gran represa por tratarse de una actividad que alteraba el hábitat de una especie amenazada, refleja los problemas que tiene la sociedad para justificar la detención de un "gran proyecto de desarrollo" con el fin de favorecer la supervivencia de un "bicho pequeño, desconocido y difícilmente reconocible" (ver capítulo 13 de este libro).

Por otro lado, algunas de estas especies poco llamativas pueden beneficiarse de contar con ámbitos de distribución muy limitados, tal y como sucede con el samaruc, el ferreret o los lagartos canarios, que favorecen el establecimiento de una especie de

"orgullo patrio" identificado con el animal que respalda la movilización de la sociedad en su conservación. De hecho, más allá de este aspecto psicológico, el tamaño del área de distribución original y actual de una especie también puede afectar la capacidad administrativa para realizar su conservación exitosamente. En una estado de las Autonomías como es el español, parecería que el reparto de competencias ambientales favorece la conservación eficiente de "endemismos autonómicos" (v.g. samaruc y ferreret) frente a los endemismos ibéricos o "transcomunitarios" (v.g. lince ibérico y águila imperial) (ver capítulos 5,6, 10 y 13 de este libro). En un sentido contrario a esto, y dentro del mismo espíritu de descentralización y transferencia de competencias, es posible que la supervivencia de algunos "endemismos locales" pueda estar en manos de unidades administrativas tan pequeñas que carezcan de la capacidad técnica y financiera como para asegurar su conservación. Así podría suceder con algunos de los lagartos gigantes canarios cuya conservación ha sido transferida desde el Gobierno Canario a los Cabildos insulares (ver capítulo 7).

Factores profesionales que afectan la efectividad de las labores de conservación

En términos generales, la literatura existente sobre este tipo de aspectos es menor y forma un cuerpo teórico menos aceptado que en al caso de otros aspectos más claramente biológicos. Sin embargo, varios autores comenzaron a trabajar con estos aspectos sobre todo desde EEUU y Australia a partir de la década de los 90 (Clark 1997a,b, Clark *et al.* 1989, 1994, Cork *et al.* 2000, Kellert 1985, Kleiman *et al.* 2000, Wallace *et al.*). Dentro de estos trabajos y en algunos de los estudios de caso incluidos en este libro aparecen grupos de problemas de tipo organizativo o legal que perjudican o complican nuestra capacidad de recuperar una especie amenazada. A continuación se citan los más relevantes, sin que esto quiera decir que sean problemas generalizados a todas las instituciones involucradas en programas de recuperación en España, sino que más bien señalan debilidades identificadas en numerosos casos provenientes de varios países (Clark 1997b, Clark *et al.* 1994, Schaller 1996, Rabinowitz 1995, Reading y Miller 2000):

1) Carencia de un marco legal y administrativo apropiado y de las estructuras de coordinación necesarias entre los diferentes gobiernos o instituciones involucrados en un programa o proceso de conservación de especies amenazadas.

2) Carencia de unos objetivos claros y de un buen entendimiento del desafío ante el que se encuentra el proyecto: A menudo un programa de recuperación se desarrolla

sin la existencia de un buen diagnóstico de las amenazas que pesan sobre la especie, sin un buen conocimiento de campo sobre su problemática tanto en lo que se refiere a su ecología como al entorno social y político que la rodea, sin unos objetivos claros de trabajo y sin una meta a donde se quiere llegar.

3) Estrechez del entrenamiento de los profesionales encargados de estos programas: La mayoría de los técnicos encargados de liderar un proceso de recuperación carecen de un entrenamiento apropiado para poder identificar y revertir el conjunto de factores que forman la problemática de conservación de la especie y pueden causar su extinción. Por ejemplo, los biólogos tienden a ver la recuperación como un proceso fundamentalmente biológico, despreciando los otros aspectos sociales, políticos y económicos que están amenazando a la especie. Según un dicho: "para un martillo todos los problemas tienen la forma de clavo".

4) Estrechez temporal y espacial de la mayoría de estos programas: Existe una tendencia a ver el proceso de recuperación de una especie desde un punto de vista cortoplacista, despreciando el contexto histórico y la necesidad de planear a largo plazo. A menudo se recurre a proyectos de corta duración (v.g. LIFE), sin que exista un compromiso por parte de la administración líder para continuar apoyando el proceso una vez que se hayan acabado los fondos del proyecto de "arranque". También se tiende a considerar el problema de conservación como algo local, enfatizando unidades políticas (espacios protegidos, autonomías o países) frente a ecosistemas o paisajes (v.g. cuencas hidrográficas). En este sentido, la dificultad de muchas administraciones autonómicas para ver y trabajar de forma coordinada más allá de sus fronteras dificulta la conservación de especies con amplios requerimientos de hábitat o amplia distribución como son linces, osos, águilas perdicera e imperial o el visón europeo.

5) Existencia de objetivos contrapuestos a la conservación de una especie amenazada dentro de las organizaciones rectoras: Las organizaciones encargadas de ejecutar un programa de conservación (principalmente agencias gubernamentales y ONGs) pueden estar anteponiendo otros objetivos frente a la recuperación de la especie, retrasando o incluso bloqueando completamente el buen desarrollo del proceso. En organizaciones de carácter burocrático (v.g. ministerios, consejerías o grandes ONGs) puede existir una obsesión tal por mantener el control sobre el proyecto, y a menudo sobre el acceso a los fondos disponibles para la conservación de la especie, que se produzca una inversión de objetivos, pasando la recuperación de la especie a segundo lugar frente a la lucha por el control del proceso. En otros casos se crean organizaciones cuya propia existencia depende del hecho de que una especie esté amenazada, por lo que su

recuperación amenaza directamente la permanencia de dicha organización con los salarios del personal implicado.

6) Desarrollo de estructuras organizativas rígidas asociadas con la carencia de liderazgo creativo y capaz de tomar riesgos. De nuevo en organizaciones burocráticas se tienden a fomentar estructuras organizativas innecesariamente complejas y verticales, llenas de intermediarios y sistemas de control, que impiden que las personas encargadas de la ejecución de las acciones sobre el terreno puedan actuar de manera ágil y práctica frente a los problemas que van surgiendo, anulando las voces críticas que pueden ayudar a mejorar el proyecto y fomentando la incompetencia y la falta de acción.

7) Tendencia a actuar únicamente cuando existe una crisis, carencia de un espíritu previsor: Se fomenta la inmovilidad, el no actuar y el esperar. Únicamente se actúa cuando hay una crisis (v.g. denuncias en la prensa, movilizaciones populares, grandes presiones por una ONG), que a menudo es demasiado tarde, y cuando se acallan las voces de protesta se vuelve inmediatamente a la política de no hacer nada.

8) Monopolización o tergiversación de la información relacionada con el proceso de recuperación: Algunas organizaciones pueden monopolizar información relevante del proceso para que no llegue a la opinión pública o a investigadores independientes o pueden ir tergiversando –en muchos casos involuntariamente-- la información lograda en el terreno a través de la cadena de intermediarios creada por un sistema altamente jerarquizado. Esto impide la evaluación crítica del proyecto y, por consiguiente, su mejoría. En algunos casos se manipula la información que llega a la opinión pública con el fin de lograr los objetivos particulares de ciertos grupos de interés.

9) Falta de seguimiento y evaluación crítica de los programas: Las diferentes acciones de manejo se realizan sin medir sus resultados (v.g. reintroducción de animales sin telemetría, cría y suelta de conejos sin medir su impacto real sobre la supervivencia de éstos), no se realizan evaluaciones periódicas destinadas a mejorar el proyecto y se acallan los comentarios críticos sobre el desarrollo del programa.

10) Malas relaciones públicas con otras instituciones interesadas (universidades, centros de investigación, otros investigadores, agencias gubernamentales, ONGs), con grupos de interés afectados por el proceso (v.g. ganaderos, alcaldes, hoteleros, cazadores, etc.) y con los pobladores locales. El tema de las relaciones públicas parece ser la asignatura pendiente de buena parte de los profesionales dedicados a la conservación de especies amenazadas.

Factores relativos a la sociedad

Diferentes factores provenientes del exterior del mundo conservacionista van a tener un peso determinante sobre la conservación de una especie. Baste decir que la conservación medioambiental implica un enfrentamiento constante con toda una serie de patrones existentes en nuestra sociedad (v.g. anteposición de prioridades de desarrollo económico frente a prioridades ambientales, consumismo, búsqueda del crecimiento económico ilimitado, mal manejo de desechos, gasto energético, "necesidad" de tener una segunda residencia en el "campo", construcción de más y más rápidas carreteras como requisito de desarrollo, etc.) que van arrinconando a la fauna silvestre a áreas cada vez más pequeñas, marginales y deterioradas. En este sentido, tal y como se apuntaba más arriba, los proyectos de recuperación de fauna sólo actúan como pequeños "parches" frente a un proceso de degradación medioambiental que actúa a nivel global.

Entre los factores de la sociedad que van a determinar el éxito o el fracaso de un proceso de recuperación podemos encontrar:

1) La actitud, percepciones y conocimientos de la población local, regional, nacional e internacional frente a la especie. Como se ha dicho antes, siempre va a ser más fácil conservar animales que son simpáticos a la opinión pública (v.g. koala, panda o lince), o que despiertan el orgullo de una región determinada por su carácter endémico (v.g. samaruc, lagarto del Hierro o ferreret), que recuperar animales ante los cuales buena parte de la sociedad es claramente indiferente (v.g. carricerín, ciertos insectos, etc.) o tiene una actitud antagónica (v.g. lobo, murciélagos, víboras o cucarachas).

2) Planes y estrategias de desarrollo o de infraestructura a gran escala. Tal y como sucede con el Plan Hidrológico Nacional o las políticas agrarias de la U.E.

3) Planes de ordenamiento del suelo en el ámbito municipal

4) La importancia que los *medios de comunicación* otorguen al proceso de recuperación de una especie.

5) La actitud e interés de los políticos locales, regionales y nacionales con respecto a la especie.

6) Las presiones y acciones emprendidas por diferentes grupos de interés: extremistas ambientales, protectores de los animales, ganaderos, agricultores, madereros, cazadores, pescadores, constructores, empresarios turísticos, especuladores del suelo, etc.

Conclusiones

Quisiera sintetizar los conceptos descritos en este capítulo en tres conceptos generales:

1) ***Conflicto:*** La recuperación de fauna amenazada siempre va a implicar un conflicto de intereses económicos, políticos, sociales, personales o simplemente de puntos de vista. Este conflicto no se va a poder rehuir hasta que la especie se extinga o la sociedad decida que no le importa lo que le pase a la especie.

2) ***Complejidad:*** Debido a la interacción de procesos ecológicos con otros de índole social, organizativa, política o económica, a la participación de múltiples actores e intereses, y a la distribución de todos ellos en una escala geográfica habitualmente amplia, los procesos de recuperación de fauna amenazada presentan un grado de complejidad muy superior a otros procesos públicos (v.g. construcción de un hospital, carretera o edificio emblemático, o negociaciones sindicales).

3) ***Integración:*** Desgraciadamente, frente a la existencia de estos escenarios complejos, las instituciones responsables de la conservación a menudo centran sus programas y esfuerzos en aspectos muy limitados –típicamente técnicos y científicos—de todo el proceso. Una de nuestras mejores apuestas para lograr ser más efectivos y eficientes a la hora de conservar especies amenazadas debe ser la integración y la actuación sobre los diferentes aspectos sociales, biológicos, ecológicos, políticos, organizativos, económicos y psicológicos que rodean al proceso de recuperación. Esta integración debe incluir tanto herramientas técnicas y científicas como una nueva manera de ver la realidad que trascienda el pensamiento académico tradicional que nos obliga a compartimentalizar la realidad para poder comprenderla y así cambiarla. Como verá el lector según avanza en las páginas de este libro, esta búsqueda de un enfoque integral es uno de los conceptos fundamentales que permean toda la obra.

Agradecimientos

Quiero agradecer a Juan Jiménez y Miguel Delibes sus comentarios y aportes a los contenidos de este capítulo.

Bibliografía

BELOVSKY, G.E. *et al.* (1994). Management of small populations: concepts affecting the recovery of endangered species. *Wildlife Society Bulletin* 22: 307-316

CAUGHLEY, G. (1994). New directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.

CAUGHLEY, G y A. Gunn. (1996). *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science. 459 pp.

CLARK, T.W. (1997a) Conservation biologists in the policy process: learning to be practical and effective. Pp. 575-597 *en:* G.K. Meffe y C.R. Carroll, (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Segunda edición. Sinauer. Sunderland, MA. 729 pp.

______ (1997b). *Averting extinction: Reconstructing endangered species recovery*. Yale University Press, New Haven CT. 270 pp.

CLARK, T.W., R. CRETE y J. CADA. (1989). Designing and managing successful endangered species recovery programs. *Environmental Management* 13:159-170.

CLARK, T.W., R.P. READING y A.L. CLARKE (eds.) (1994). *Endangered Species Recovery: finding the lessons, improving the process*. Island Press. Washington D.C. 450 pp.

CORK, S.J., T.W. CLARK y N. MAZUR (eds.) (2000). Conservation of koalas in Australia. Special Issue, *Conservation Biology* 14:606-704.

DELIBES DE CASTRO, M. (2001). *Vida: la naturaleza en peligro*. Temas de Hoy, Madrid.

DIAMOND, J. (1989). Overview of recent extinctions. Pp. 37-41 *en:* D. Western y M. Pearl (eds.) *Conservation for the twenty-first century*. Wildlife Conservation Society, New York. 365 pp.

MEFFE, G.K. y C.R. CARROLL. (1997). *Principles of Conservation Biology*. Segunda edición. Sinauer. Sunderland, MA. 729 pp.

GILPIN, M.E. y M.E. SOULÉ. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. *En* M.E. Soulé, (ed). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, MA.

KELLERT, S.R. (1985). Social and perceptual factors in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 49: 528-536

KLEIMAN, D.G., R.P. READING, B.J. MILLER, T.W. CLARK, J.M. SCOTT, J. ROBINSON, R.L. WALLACE, R.J. CABIN y F. FELLEMAN. (2000). Improving the evaluation of conservation programs. *Conservation Biology* 14: 356-365.

QUAMMEN, D. (1996). *The song of the dodo: island biogeography in an age of extinctions*. Scribner. New York. 702 pp.

RABINOWITZ, A. (1995). Helping a species go extinct: the Sumatran Rhino in Borneo. *Conservation Biology* 9: 482-488

READING, R.P. y B. MILLER. (2000). *Endangered species: a reference guide to conflicting issues*. Greenwood Press, Westport, Conneticut.

SCHALLER, G.B. (1996). *El ultimo panda*. Acento Editorial, Madrid.

WALLACE, R.L., T.W. CLARK y R.P. READING (eds.) (2002). An interdisciplinary approach to endangered species recovery: Concepts, applications, cases. Special Issue, *Endangered Species Update* 19:68-202.

3

CATÁLOGOS, PLANES Y ESTRATEGIAS

El marco legal y administrativo de la conservación de fauna amenazada en España

Juan Jiménez

Los editores del presente volumen me plantean el reto de escribir este capítulo indicándome que puedo escoger dos vías: describir de forma aséptica e informativa el proceso legal y administrativo de la aprobación (o no) de catálogos y planes, o redactar una visión personal y "desde dentro" de estos procesos, como parte que me ha tocado ser de los mismos. Como no me gusta renunciar a los retos ni decantarme por una u otra opción, intentaré en las siguientes páginas cumplir con ambos encargos.

El marco legal de la conservación de la fauna en España es bien conocido por todos los sectores afectados por el proceso, y desde luego es un éxito del legislador que los términos relativamente novedosos de "especie amenazada" o "plan de recuperación" estén tan bien asentados. Sobre el papel el planteamiento es impecable, situándose la legislación estatal como una de las más avanzadas en Europa y así dada a conocer (Morillo y Gómez-Campo 2000), por lo que no dedicaré mucho espacio a volver a explicarla. La parte más oscura, como es habitual, está en su puesta en vigor, por lo que dedicaré más esfuerzo en dar a conocer la aplicación real de esta legislación, zona de sombras donde el papel de los tribunales y las administraciones responsables (básicamente las Comunidades Autónomas) ha condicionado enormemente su puesta en vigor.

Por otra parte, si hablamos del papel de la administración, podemos establecer dentro de ella una sencilla diferenciación entre responsables políticos y técnicos. En mi opinión, si para el marco jurídico de conservación de la fauna en España debe atribuirse, si no la autoría, sí la decisión final a los responsables políticos (digamos de Director General para arriba); en lo que es el desarrollo de los Catálogos y Planes pesa mucho la opinión de los técnicos (digamos, de Jefe de Área para abajo). Estos dos grupos presentan, obviamente, grandes diferencias y motivaciones, pero, a los efectos de una revisión crítica de un proceso que dura ya 15 años, hay que señalar que el grado de estabilidad y de compromiso

a largo plazo es mucho mayor entre los técnicos que entre los políticos, por lo que la responsabilidad en el desarrollo de la normativa de protección de los animales silvestres recae en gran medida en la manera de trabajar y en los criterios de los primeros.

Perteneciendo a este grupo, creo que mi experiencia puede ayudar a entender el proceso, particularmente para aquéllos que no asisten a las fases intermedias y finales de la toma de decisiones, para los que puede parecer una verdadera "caja negra". Debo subrayar que el contenido en las siguientes líneas es una visión personal y que, probablemente no sea compartida, en todo o en parte, por otros actores del proceso de parecida o mayor experiencia. Sin embargo, considero de utilidad el ejercicio como contribución a la reflexión autocrítica del proceso de conservación de especies amenazadas en España, objetivo último de este libro.

El marco legal de la gestión de la fauna en España en el papel: desde las fieras y alimañas hasta las especies protegidas y catalogadas.

El tratamiento de la fauna silvestre en nuestro ordenamiento jurídico ha sufrido constantes y, últimamente, súbitos cambios de orientación que merecen ser brevemente revisados. Los textos legales más antiguos, medievales, centraron su atención en las especies cinegéticas y piscícolas, prohibiendo su captura, estableciendo vedas o reservando su aprovechamiento a reyes y señores. El resto de nuestra fauna era ignorado, salvo el pequeño grupo de grandes carnívoros, las fieras, como lobos y osos, cuyos ataques a ganados justificaron antiguas medidas de erradicación (ver p. ej. Torrente 1999). Fue precisamente la protección de las especies cinegéticas la que justificó la ampliación de la lista de los "animales dañinos", incluyendo a los medianos y pequeños predadores, en el Real Decreto de 3 de mayo de 1834, posteriormente completada por la Real Orden de 7 de julio de 1915 en la que se establecían recompensas por su "destrucción".

La primera medida de conservación de especies distintas a las de caza y pesca es la Ley de Protección de los Pájaros de 19 de septiembre de 1896. Indudablemente influida por tendencias europeas y productivistas (el 9 de marzo de 1902 se aprobó el Convenio de París sobre protección de los pájaros útiles para la agricultura, ratificado por España el 6 de diciembre de 1905), establecía que "las aves de rapiña nocturnas, los tordos de torre y los demás pájaros de menor tamaño, se declaran insectívoros (sic), y no podrán cazarse en tiempo alguno". Por el contrario excluía de la veda que amparaba a las especies cinegéticas, permitiendo su caza durante todo el año "de todos modos menos a tiros", a las "aves de rapiña diurnas, como los milanos, halcones, águilas y que-

brantahuesos, y las urracas y cucos". Estas especies siguieron aún sufriendo persecución, redoblada a partir del Decreto del Ministerio de Agricultura de 11 de agosto de 1953, más conocido como la "Ley de alimañas", bajo el que se crearon las Juntas provinciales de extinción de animales dañinos y protección a la caza (Nieto 2001). Aunque mantenía una visión maniquea que establecía una división en nuestra fauna entre especies buenas ("beneficiosas") para las que se prohibía su caza, y especies malas ("perniciosas"), para las que se incentivaba su erradicación, esta legislación empezó a introducir en la sociedad española la comprensión popular por la protección de determinadas especies.

La primera apuesta por la protección de la fauna amenazada viene, de nuevo, de la legislación cinegética, que empieza, a partir de 1966 (Orden Ministerial de 3 de abril) a vedar la caza de algunas especies poco antes consideradas como alimañas, como fue el caso del águila imperial. Con la aprobación de la Ley de Caza de 1970 se introduce en nuestra legislación el término de "especie protegida", ya no referido a aquellas consideradas útiles sino a aquellas cuyas poblaciones habían disminuido mucho, esencialmente por persecución directa. En este primer momento, es de justicia recordar el papel esencial de Félix Rodríguez de la Fuente, el primero que nos hizo descubrir la riqueza de especies de nuestro país, con particular énfasis en los perseguidos carnívoros de pelo y pluma, apoyado más discretamente por investigadores como Antonio Valverde y asociaciones como la Sociedad Española de Ornitología.

El concepto de "especie protegida" se fue desarrollando a través de sucesivos decretos (empezando por el 2573/1973), que van progresivamente aumentando la lista de especies (ver Figura 1) para dar cabida ya no sólo a las amenazadas, sino también a muchas de aquellas "útiles" o simplemente no cinegéticas. Este incremento se ve impulsado, al menos, por tres procesos que se producen en paralelo pero que están interconectados, reflejo probable de un sentimiento generalizado de pérdida de la biodiversidad. Por un lado la negociación para la integración de España en la Comunidad Europea conduce a la rápida adaptación a la legislación nacional del Convenio de Berna de 1979 (por el Real Decreto 3181/1980) y, una vez integrados en la Comunidad, de la Directiva 79/409/CEE de Aves (por el Real Decreto 1497/1986). Por otra parte, la administración agraria o forestal, hasta entonces depositaria de las competencias sobre el medio natural, empieza a reestructurarse para dar cabida a las nuevas competencias medioambientales, hasta el punto de empezar a crearse nuevos servicios, direcciones generales y departamentos (empezando por las Consejerías de Medio Ambiente, hasta llegar al Ministerio en 1996), que empiezan a dotarse de una nueva generación de técnicos con conocimiento directo sobre fauna silvestre y fuerte-

mente motivados por su conservación. Por último, pero desde luego no menos importante, el despegue del movimiento ecologista en todos los rincones de España actúa como eficaz acicate a la administración para que traslade a normas legales su preocupación por el rápido deterioro del medio natural en un momento de rápido desarrollo económico e incipiente democracia.

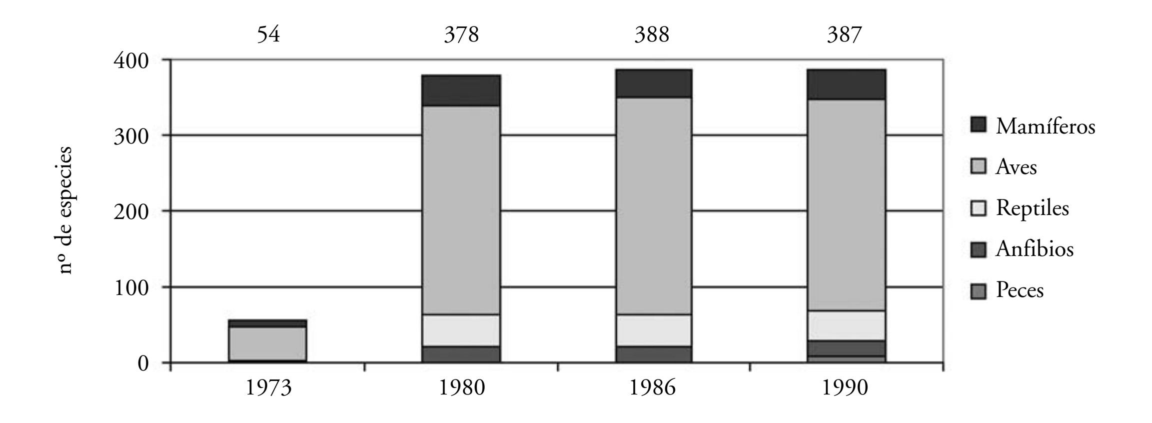


Figura 1. Evolución del nº de especies protegidas (1973-86) y catalogadas (1990) en España.

Desde luego el término de "especie protegida" fue enormemente útil a lo largo de toda esta fase como forma sencilla de identificar aquellas especies que no se podían cazar, matar o capturar, y su éxito está avalado por ser todavía (cuando ya legalmente no existe) un término y un concepto popularmente claro y aceptado. Sin embargo ya desde hacía tiempo resultaba evidente que algunas de aquellas especie no estaban desapareciendo porque las mataran, sino por que su hábitat estaba siendo progresivamente degradado, cuando no directamente destruido.

La protección del hábitat como prioridad en la estrategia de conservación de las especies silvestres ya venía siendo enunciada desde la Directiva de Aves (79/409/CEE, ver p. ej. Art. 4), pero no se plasma claramente en nuestro ordenamiento jurídico hasta la aprobación de la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. El Título IV de la Ley, inspirado en la "Endangered Species Act" aprobada en 1973 en Estados Unidos (Morillo y Gómez-Campo 2000), se centra en la protección de las especies creando el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA) y estableciendo diferentes categorías que, aparte del

régimen de protección, obliga a las administraciones competentes a la redacción y aprobación de distintos Planes (ver Cuadro 1).

El cambio de planteamiento es rotundo: desde un modelo de "protección pasiva", que suponía que dejando de matar especies protegidas éstas se recuperarían, hasta un modelo de "conservación activa" que implicaba la necesidad de actuar a favor de la recuperación de las especies amenazadas y de su hábitat. Por lo que respecta al resto de especies silvestres, el Art. 26 de la Ley 4/1989 ampara en principio a toda la fauna, por lo que, en muy pocos años, se pasa de considerar a todas las especies de fauna cazables (o "matables") salvo que estuvieran explícitamente protegidas, a que todas (¡hasta los mosquitos!) fueran no capturables (o no "molestables"), salvo indicación contraria o autorización expresa.

Más allá de estos cambios de planteamiento, de repente nos encontramos con una herramienta legal que obliga en gran medida a la misma administración que la ha redactado a aumentar exponencialmente sus propias obligaciones, circunstancia ciertamente paradójica entre otras cuestiones por no ir acompañada de un adecuado incremento de medios humanos y materiales. Por otra parte, la nueva legislación ofrece excelentes oportunidades a los movimientos sociales para vigilar el comportamiento de la administración, en gran medida inerme ante las crecientes demandas de actuación. Por último, al proceso se suman rápidamente los tribunales al introducir el concepto de "especie amenazada" en la reforma del Código Penal aprobada por la Ley Orgánica 10/1995, de 23 de noviembre.

E: En Peligro de Extinción. Aquellas cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación continúan actuando. Requiere la redacción de un <u>Plan de Recuperación</u>.

S: Sensibles a la alteración del hábitat. Aquellas cuyo hábitat característico está particularmente amenazado, en grave regresión, fraccionado o muy limitado. Requiere la redacción de un <u>Plan de Conservación del hábitat</u>.

V: Vulnerables. Aquellas que corren riesgo de pasar a las categorías anteriores si no son corregidos los factores adversos. Requiere la redacción de un <u>Plan de Conservación</u>.

IE: Interés Especial. Aquellas no amenazadas que sean merecedoras de una atención particular por su valor científico, ecológico, cultural o por su singularidad. Requiere la redacción de un <u>Plan de Manejo</u>.

Cuadro 1.- Categorías de amenaza de la Ley 4/1989 y Planes previstos.

Poco tiempo después se aprueba el R.D. 439/1990, de 30 de marzo, que crea el Catálogo Nacional anunciado y el proceso empieza a correr, aunque merece la pena detenerse un momento en el listado de especies que allí figuran (Cuadro 2). Lo primero que destaca en el catálogo inicial es que sólo incluía vertebrados y dos de las cuatro categorías previstas en la Ley 4/1989. Por otra parte la inclusión era exhaustiva para las aves, anfibios y reptiles, mientras que para peces y mamíferos las especies incluidas eran muy pocas, en el primer caso por considerarse muchas como piscícolas (R.D. 1095/89, por el que se declaraban las especies objeto de caza y pesca) y en el segundo por incorporar casi exclusivamente a los murciélagos dentro de la categoría de Interés Especial. Esta última e inflada categoría sólo parece justificarse por la prevención de la administración responsable (el ICONA de entonces, dentro del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) de que la derogación de la legislación previa sobre especies protegidas dejara desamparadas a todas aquéllas cuya concepción de beneficiosas o no cinegéticas les había proporcionado cierta protección legal, que al parecer ahora sólo se alcanzaría dentro del Catálogo. A este respecto se ha alegado repetidamente la utilidad del Art. 26 de la Ley 4/1989 antes comentado que, en la práctica, deja a las especies no catalogadas en un limbo jurídico y en una situación de difícil comprensión social, codeándose con "moscas y cucarachas" (taxones habitualmente mencionados en este caso por los especialistas en vertebrados, olvidando la segura riqueza de especies de estos grupos, algunas de ellas realmente amenazadas).

GRUPO	**En Peligro de Extinción**	**Interés Especial**	**% especies (sp. fauna española*)**
PECES**	2	5	10,3 (68)
ANFIBIOS	1	20	84,0 (25)
REPTILES	1	40	73,2 (56)
AVES	11	268	75,8 (368)
MAMÍFEROS	4	35	33,1 (118)
TOTAL	**19**	**368**	**60,9 (635)**

Cuadro 2. Especies de fauna presentes en el primer Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 439/1990) * Datos de especies españolas obtenidos de Blanco y González (1992). ** Sólo especies continentales.

La inclusión de semejante lista de especies de "interés especial" desde luego redujo mucho el interés en estas especies y rápidamente produjo conflictos por afección a especies comunes, e incluso antropófilas. Los tribunales debieron pronunciarse a raíz de una denuncia realizada en 1996 en Guadalajara por la muerte de un pico picapinos (*Dendrocopos major*, clasificado en el CNEA como "de interés especial"), que fue tipificada como delito conforme a lo previsto en el artículo 334.1º del Código Penal (lo que conllevaba entonces pena de prisión de seis meses a dos años). La Sentencia de la Audiencia Provincial de Guadalajara, de 27 de marzo de 1998, absolviendo del delito al infractor, fue recurrida ante el Tribunal Supremo que, por sentencia de 19 de mayo de 1999, se pronunció en el sentido que la categoría "de interés especial" no podía incluirse dentro del término "amenazada".

Promulgadas estas normas hay que recordar aquí que las competencias en materia de medio ambiente y protección de la naturaleza en España son, constitucionalmente, propias de las Comunidades Autónomas, siendo el papel de la Administración general del Estado el de dictar "legislación básica sobre protección del medio ambiente, sin perjuicio de las facultades de las Comunidades Autónomas de establecer normas adicionales de protección" (Constitución Española, Art. 149.1.23a). La propia Ley 4/1989 reconocía que las CC.AA. podían aprobar sus propios catálogos, e incluso crear categorías nuevas. Los conflictos de competencias e interpretaciones han sido numerosos desde entonces, pero los tribunales han ido deslindándolas progresivamente. Así la Sentencia del Tribunal Constitucional 102/1995, de 26 de junio, estableció que la reserva estatal de dictar "legislación básica sobre protección de medio ambiente" debía entenderse como su facultad de establecer "normas mínimas", sobre las que las Comunidades Autónomas podían establecer "normas adicionales", es decir aumentar el nivel de protección de determinadas especies pero no rebajarlo, criterio ya expuesto por el alto Tribunal en su sentencia 170/1989.

La Conservación se hace carne: la administración ambiental y los catálogos

Como en tantas otras materias, hay un gran trecho entre el verbo del legislador y la realidad tangible de su aplicación. Para ilustrarlo explicaré mi visión del proceso de creación y desarrollo de dos Catálogos de Especies Amenazadas: el Nacional y el Valenciano.

Desarrollo del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA)

Los condicionantes de la lista original incluida en el Decreto 439/1990, ya han sido avanzados en el apartado anterior. Básicamente los criterios orientadores fueron el primer análisis sobre la situación de la fauna en España, resumida en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA 1986), y la necesidad de dotar de un cierto amparo específico legal, bajo la figura "de Interés Especial", a todas las especies consideradas en la normativa anterior como "protegidas".

El proceso que se sigue actualmente para modificar el Catálogo se ajusta a lo previsto en el R.D. 2.488/1994, de 23 de diciembre, por el que se regula el funcionamiento de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza (CNPN) como "órgano consultivo y de cooperación entre la Administración General del Estado y los de las Comunidades Autónomas" (Art. 1). Entre sus funciones está la de "proponer la catalogación, descatalogación o cambio de categoría de especies, subespecies y poblaciones en el CNEA" (Art. 2.d.1). Adscrito al CNPN figura el Comité de Flora y Fauna Silvestres (CFFS) que "coordinará todas las actuaciones en esta materia".

En la práctica, las propuestas de modificación del CNEA se presentan ante el CFFS (integrado por técnicos de alto nivel, normalmente Jefes de Servicio de los gobiernos central y autonómicos), bien digamos de oficio por el propio Ministerio (p. ej. en aplicación de nueva normativa de la Unión Europea) o por las Comunidades Autónomas; o es presentado por el propio Ministerio a solicitud motivada de investigadores (universidades o C.S.I.C.) o asociaciones (p. ej. SEO-Birdlife o Asociación Española de Entomología). El papel director del Comité lo asume el Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM), desde el que parten la mayoría de las propuestas, mientras que las CC.AA. juegan un papel menor en esta fase, de alguna manera por preferir introducir las modificaciones en sus catálogos regionales o por mantener una actitud crítica ante el catálogo nacional en cuyo listado original no participaron. Una excepción a esta norma es el caso de Canarias, que ha propuesto sistemáticamente la incorporación de especies endémicas del archipiélago en el CNEA, entre otras razones, por no contar hasta 2001 con un catálogo regional propio. De ser aprobada, la propuesta de catalogación es elevada a la CNPN, (integrada habitualmente por Directores Generales de los gobiernos central y autonómicos), que, de aprobarla, pasa a ser publicada como Orden Ministerial (ver Cuadro 3).

El primer invertebrado incluido en el CNEA fue el bivalvo dulceacuícola *Margaritifera auricularia* (O.M. de 29/8/1996), al que siguieron un pequeño grupo de insectos, muchos de ellos propuestos en aplicación de la Directiva de Hábitats (O.M. de

10/3/2000). Respecto a especies marinas, en el primer catálogo sólo se incluyeron las tortugas, debiendo esperar a la transposición de Convenios internacionales (particularmente el de Barcelona) y de Directivas europeas para que se incorporaran algunos invertebrados (O.M. de 9/6/1999) y muchos cetáceos (O.M. de 10/3/2000).

NORMA	**Nº de nuevas especies catalogadas**				**Descatalogadas**
	E	**V**	**S**	**IE**	
Orden de 29/8/1996	1				
Orden de 9/7/1998	15	10	4	1	
Orden de 9/6/1999	2	7	2	3	5[1]
Orden de 10/3/2000	6	15	7	2[1]	4
Orden de 28/5/2001	1	1			
Orden de 21/10/2002	2	5	1		
Orden de 21/6/2003	1[2]	1			1[2]
Orden de 28/5/2004	1	1[2]			1

Cuadro 3. Modificaciones aprobadas del CNEA para especies de fauna.
[1] tres de ellas sólo para Canarias; [2] sólo para Baleares

Como resultado de este proceso, el estado actual del CNEA se resume en el Cuadro 4. En los 14 años transcurridos desde su creación, se han incorporado 81 especies, fundamentalmente invertebrados (42), especies marinas (28) y endemismos canarios (27 sp.), teniendo en cuenta que estos grupos no son excluyentes (p. ej. hay varios invertebrados marinos y algunos invertebrados endémicos de Canarias). Por otra parte, se han realizado las primeras incorporaciones a las categorías intermedias (Vulnerable y Sensibles), aunque con mayor éxito en el caso de las vulnerables, mientras las sensibles sólo parecen encontrarse, al menos en el caso de reptiles y aves, en las Canarias. Por último, la reducción de especies de Interés Especial se ha producido esencialmente por incorporación de algunas de ellas a categorías de mayor nivel de amenaza. Respecto a las descatalogaciones, se reducen a las poblaciones canarias y baleáricas de cuatro especies introducidas, cuatro reptiles canarios comunes, el gorrión moruno, el pinzón común (excepto en Canarias) y el cormorán grande.

	E	V	S	IE	Total
INVERTEBRADOS	16	9	7	10	42
PECES	4	6	0	1	11
ANFIBIOS	1	1	0	20	22
REPTILES	4	1	3	42	50
AVES*	17	9	3	255	284
MAMÍFEROS*	6	24	1	28	59
TOTAL*	**48**	**50**	**14**	**356**	**468**

Cuadro 4. Situación actual de las especies de fauna en el CNEA. * Incluye poblaciones de especies contabilizadas en varias casillas. Datos: MIMAM

Aun resultando un catálogo más equilibrado que el original, sigue siendo juzgado por amplios sectores como insuficiente, siendo de hecho muchas las propuestas presentadas y no aprobadas. Para entender mejor el funcionamiento del Comité, y especialmente las motivaciones que lo impulsan o condicionan, pueden repasarse las actas de las 19 reuniones celebradas hasta el momento.

En términos generales las propuestas de recatalogación más exitosas son las presentadas por los representantes de alguna Comunidad Autónoma, avaladas por buenos datos y que generan consenso entre todos los miembros del CFFS. Este consenso se ha alcanzado habitualmente para vertebrados, mientras que los invertebrados han corrido peor suerte. Normalmente el requerimiento de datos suficientes sobre evolución demográfica y geográfica ha paralizado diversas propuestas presentadas por asociaciones (Sociedad Española de Malacología para moluscos, Asociación Española de Entomología para insectos), mientras que sí se han admitido las propuestas de incorporar al CNEA invertebrados de la Directiva Hábitats (sobre todo insectos y especies marinas) y endemismos propuestos desde las Comunidades Autónomas (particularmente canarios, más *Theodoxus velascoi* para la Comunidad Valenciana y *Candelacypris aragonica* para Aragón). Todas las propuestas acordadas en el CFFS fueron posteriormente ratificadas por la CNPN e incluidas en el CNEA, excepto en el caso del espinoso (*Gasterosteus gymnurus*), propuesto por el CFFS como "en peligro de extinción" pero desestimado por la CNPN aduciendo que no había razones técnicas para ello.

Entre las razones que motivan el bloqueo de propuestas presentadas en el CFFS se pueden señalar:

a. Motivaciones personales: es lógico que las propuestas partan de especialistas en un determinado grupo de especies, muy motivados por su conservación y firmemente convencidos de que su trabajo es importante. En este sentido es llamativo incluso que el descriptor de una nueva especie sea el ponente de su inclusión en el catálogo. A estos efectos los proponentes son conscientes de que la inclusión de una de sus especies otorga un valor añadido a sus investigaciones u opiniones.

Por el lado contrario, los proponentes pueden alegar, con razón, que la mayor parte de los técnicos que asisten al CFFS pertenecen a un grupo con una sesgada formación en conservación de la biodiversidad, ya que su especialidad es mayoritariamente en conservación de vertebrados, crítica que también enuncian los botánicos.

b. Discrepancia en los criterios. Los proponentes acuden habitualmente a las Listas Rojas o a los criterios de UICN (2001) para justificar sus propuestas. Por su parte, las administraciones ambientales españolas acordaron criterios orientadores propios (MIMAM 2004, ver más adelante). Aunque estos últimos criterios se basan en gran medida en los anteriores, existen diferencias sutiles que los hacen más restrictivos en su aplicación. Así, para la UICN la regresión demográfica deber ser "observada, estimada, inferida o sospechada", mientras que para la CNPN debe ser únicamente "conocida o inferida". Por otra parte, en los criterios del tipo B (área de distribución), la UICN admite con más facilidad la inclusión de endemismos de distribución muy restringida, mientras que los criterios de la CNPN requieren que, incluso para estas especies, haya una constancia en la reducción del área de distribución.

c. Implicaciones de la catalogación: Los técnicos presentes en el CFFS son bien conscientes de las consecuencias de ampliar la lista de especies amenazadas. Por un lado competirán en recursos (económicos y humanos) con las preexistentes (a muchas de las cuales sencillamente no se presta suficiente atención) en un panorama de contención del gasto público. Por otra parte, la catalogación tiene consecuencias legales y penales tremendas, incluidas la de prisión (ver artículos 334 a 336 de la Ley Orgánica 15/2003, de 25 de noviembre por la que se modifica el Código Penal), que, si bien son socialmente entendidas para el caso de grandes especies emblemáticas (osos, linces, quebrantahuesos), no lo son, incluso para los tribunales, para el caso de especies "menores", ya sea por su tamaño (invertebrados) o por ser difícilmente diferenciables por la población (algunos peces). Por último, resulta evidente la renuencia de la administración competente (en este caso las Comunidades Autónomas) a asumir mayores obligaciones sin contar con mayores recursos.

De la experiencia, a menudo frustrante, del proceso, surgió el mandato de la CNPN de establecer unos criterios claros que permitieran una evaluación objetiva de las propuestas. Después de varias reuniones específicas con dicho objeto, el CFFS redactó un documento que aprobó la CNPN el 17 de marzo de 2004 (MIMAM 2004). El elemento crítico para determinar si una especie está amenazada o no es la constancia de una reducción notable de su población o área de distribución en los últimos años. Esta constancia es evidentemente muy difícil de demostrar para la inmensa mayoría de las especies de nuestra fauna donde, con la salvedad de buena parte de los vertebrados, apenas se dispone de información precisa sobre su evolución en los últimos años, por no decir incluso de su situación actual. Esta realidad explica bastante el hecho de que muy pocos invertebrados se hayan incorporado al Catálogo Nacional, ante la frustración, cuando no indignación, de los especialistas en estas especies que aducen, con razón, que ellos defienden los grupos más diverso de fauna donde, probablemente, se encuentre el mayor número de especies amenazadas.

Es interesante evaluar cómo quedaría el actual CNEA de aplicarse rigurosamente estos criterios, ejercicio que se ha realizado por el CFFS. Primar la información sobre evolución demográfica o poblacional negativas podría conllevar a reducir el nivel de amenaza de especies, como el águila imperial o el quebrantahuesos que muestran una tendencia al alza en los últimos decenios pero cuyo estatus de En Peligro de Extinción goza de gran respaldo popular y entre las administraciones. Por el contrario, resultaría que un buen número de especies consideradas cinegéticas o piscícolas, como el conejo, la tórtola o la trucha común, serían serios candidatos a entrar en el CNEA de considerarse la seria evidencia de reducción de sus poblaciones.

Desarrollo del Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas

La Comunidad Valenciana fue una de las primeras en contar con un Catálogo regional aprobado (Decreto 265/1994, de 20 de diciembre, del Gobierno Valenciano). El listado de especies incluido entonces se reducía a los vertebrados, conservando todas las categorías del Catálogo Nacional y añadiendo la de “Protegidas”, para especies no consideradas como amenazadas, y la de “Tuteladas”, para especies no cinegéticas ni piscícolas que requirieran puntualmente de controles para evitar daños. Dicho Decreto fue recurrido por la abogacía del Estado, fallando a su favor el Tribunal Superior de Justicia de la Comunidad Valenciana por sentencia 433 de 25/3/1997. El recurso de casación interpuesto por la Generalitat Valenciana no fue admitido por Acuerdo del Tribunal Supremo de 25/9/98.

La principal razón de la anulación del Decreto Valenciano fue la opinión del Tribunal Superior de que "no es conforme a Derecho (...) incluir determinadas especies en categorías no coincidentes con la categoría en que se incluyen por el R.D. 439/1990". Así anulaba tanto la clasificación del águila pescadora, el aguilucho lagunero, el cernícalo primilla, el calamón y el rinolofo mediano como "en peligro de extinción", por estar clasificados como "de interés especial" en el CNEA; como la del sapo común, la abubilla, el vencejo o la lagartija ibérica (por citar especies comunes) como "protegidas", por también figurar en el CNEA como "de interés especial". Tal sentencia fue un verdadero jarro de agua fría para los técnicos implicados, a la vez que causó sorpresa entre los juristas (ver Alonso 2001; p. 14), ya que reducía la capacidad normativa de la Comunidad Autónoma a clasificar especies no citadas en el CNEA. Con posterioridad, otras Comunidades fueron aprobando sus respectivos catálogos utilizando el criterio de que la administración autonómica podía "subir" de categoría respecto al CNEA, pero nunca "bajar", criterio defendido en la ya citada Sentencia del Tribunal Constitucional 102/1995.

Para la aprobación de un nuevo Decreto valenciano se iniciaron reuniones técnicas en 2002 en las que participaron todos los técnicos del Servicio de Conservación de la Biodiversidad, con consultas puntuales externas. Los criterios que se marcaron para confeccionar la lista fueron, en resumen:

a. Presencia en el CNEA: con el requisito de que ninguna especie podría tener una categoría menor de nivel de amenaza, siguiendo la doctrina de los tribunales.

b. Información sobre evolución de poblaciones o distribución: se requería de evidencia clara de descenso importante en estos parámetros, o de presencia de poblaciones pequeñas y aisladas suficientemente comprobada.

c. Operatividad: se consideró que un listado amplio conduciría, con los medios disponibles, a un incumplimiento de la obligación de tramitación de los correspondientes planes, por lo que se decidió aplicar los criterios de forma restrictiva, intentando obtener un listado "manejable". Por esta misma razón no se incluyeron la mayoría de las especies marinas consideradas amenazadas, al ser difícil intervenir para mejorar su estado de conservación desde las competencias autonómicas medioambientales.

El resultado fue el Decreto 234/2004, de 27 de febrero, del Consell de la Generalitat por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Fauna Amenazadas, y se establecen categorías y normas para su protección. La comparación entre la clasificación de las especies valencianas con la contemplada en el CNEA puede verse en el Cuadro 5.

	Catálogo Nacional				Catálogo Valenciano				
	E	**V**	**IE**	**Total**	**E**	**V**	**IE***	**Prot.**	**Total**
Invertebrados	1	1	0	2	3	3	0	0	6
Peces	2	0	1	3	4	1	1	5	11
Anfibios	0	0	6	6	0	2	4	2	8
Reptiles	0	0	20	20	1	2	17	4	24
Aves	7	2	220	229	10	18	201	5	234
Mamíferos	0	4	22	26	3	7	16	12	38
TOTAL	**10**	**7**	**269**	**286**	**21**	**33**	**239**	**28**	**311**

Cuadro 5. Comparación de la clasificación de especies de la fauna valenciana (excepto sp. marinas) presentes en el CNEA y en el Catálogo Valenciano. * No figuran en el Catálogo Valenciano pero se considera que son aquellas del CNEA que no figuran en categorías superiores.

Las críticas al listado son lógicas, aunque afortunadamente no han llegado todavía a los tribunales. Evidentemente, el criterio de "operatividad" puede rechazarse por anteponer las deficiencias propias de la administración y las obvias carencias de conocimiento riguroso de la situación de las especies, a la necesidad de actuar urgentemente en favor de aquellas que sospechamos amenazadas (que son muchísimas). Particularmente dolidos parecen los defensores de los invertebrados, que ven "sus" especies claramente subrepresentadas. La relación entre conocimiento de las especies y su inclusión en el catálogo queda claramente ilustrada por el hecho de que el mayor grupo de invertebrados entre los presentes en el listado valenciano, con cuatro de las seis especies, es el de los moluscos, atribuible simplemente a la existencia de información actualizada sobre su situación en la Comunidad Valenciana (Martínez-Ortí y Robles 2003).

En este punto cabe comentar el juego de fuerzas que se establece a la hora de confeccionar un catálogo entre la administración por un lado, e investigadores y conservacionistas por otro. Obviamente, como ya se ha comentado, la administración es muy renuente a aumentar sus propias obligaciones, dado que sabe muy bien la diferencia entre promulgar legislación y cumplirla o hacerla cumplir. Por su parte, los investigadores se enfrentan a un panorama similar de falta de medios, buscando en la administración ambiental recursos que no les proporcionan los departamentos dedicados al fomento de la investigación, o, al menos, apoyo para conseguirlos. En esta situación, resulta obvio tanto demandar a la administración ambiental la realización

de contratos para el estudio del estado de conservación de grupos de fauna "olvidados", como imposible satisfacer todas las demandas de este tipo cuando el estado actual del conocimiento es extremadamente precario, hasta el punto de que apenas se dispone de listados básicos de las especies realmente existentes en nuestro país (ver por ejemplo los volúmenes editados por el Museo Nacional de Ciencias Naturales dentro del proyecto "Fauna Ibérica").

En contraste con los investigadores, los conservacionistas parecen haber sido mucho más exitosos en su influencia en el proceso. Por un lado tradicionalmente se han concentrado en grupos zoológicos más "próximos" (incluso en el sentido taxonómico) al ser humano. A este respecto es interesante la evaluación de los contenidos de la revista "Quercus", decana de las dedicadas a la conservación de la naturaleza, realizada por Sastre *et al.* (2004). Los resultados (Cuadro 6) reflejan bien a las claras el interés mayoritario de los conservacionistas y del público en los vertebrados en general, y en las aves y mamíferos en particular.

GRUPO ANIMAL	**Porcentaje conocido en la fauna española**	**Porcentaje reflejado en las páginas de Quercus**
Coleópteros	37,1	1,2
Lepidópteros	15,9	1,7
Moluscos	13,8	1,7
Himenópteros	10,6	1,2
Crustáceos	7,9	1,2
Aves	0,7	43,2
Mamíferos	0,2	29,3
Anfibios y reptiles	0,2	6,9
Peces	0,1	6,4
Resto	13,5	7,4

Cuadro 6. La fauna española y su reflejo en los artículos de la revista Quercus (1981-1999). Tomado de Sastre *et al.* (2004).

Por otra parte, pero también relacionado con el punto anterior, los vertebrados son a menudo más fáciles de identificar y observar, particularmente las aves, lo que conlleva contar con un mayor número de aficionados que dedican un gran esfuerzo y mucho tiem-

po no remunerado a estudiar sus poblaciones. La suma de interés, trabajo voluntario y existencia de datos abundantes es una ecuación que se traduce fácilmente en una mayor atención por parte de las administraciones públicas hacia los vertebrados terrestres.

Planes de Recuperación y Estrategias Nacionales: empezamos a concretar

La consecuencia lógica y legal de la inclusión de especies en los Catálogos sería la redacción y aprobación de los distintos Planes (de Recuperación, de Conservación, de Manejo) previstos en la Ley 4/1989, correspondiendo éstas en exclusiva a las Comunidades Autónomas (Art. 31.6 de la Ley). Por su parte, la administración general del Estado se reserva la aprobación de "Estrategias Nacionales", amparadas en el Art. 8 del R.D. 439/1990, que dice literalmente "cuando, por razones del área de distribución de una especie, subespecie o población catalogada, los correspondientes Planes deban aplicarse en más de una Comunidad Autónoma, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza elaborará, para cada especie o grupo de especies catalogadas criterios orientadores sobre el contenido de dichos Planes". Por otra parte, el Art. 2.d.2. del R.D. 2488/1994, por el que se crea la CNPN, especifica entre sus funciones "Establecer criterios orientadores que puedan ser utilizados por las Comunidades Autónomas para la redacción de los planes de recuperación, conservación o manejo de especies". Explicaré a continuación el proceso de aprobación de Planes y Estrategias desde mi experiencia.

Los Planes de Recuperación

Con el término "Plan de recuperación" se llevan elaborando documentos desde los primeros años de puesta en vigor de la Ley 4/1989, e incluso desde antes (Machado 1985). Sin embargo, como se verá más adelante, son relativamente muy pocos los planes aprobados, por lo que es el lapso entre la redacción y la aprobación lo que merece ser analizado con mayor detalle.

Típicamente, el plan de recuperación es un documento técnico, redactado básicamente por biólogos, que realizan un análisis de la situación de la especie y proponen una serie de actuaciones, prohibiciones y regulaciones de usos para garantizar la conservación y mejora de sus poblaciones. Aun contando con las mejores intenciones, estos documentos adolecen habitualmente de varios defectos: a) tener un excesivo carácter prohibicionista de actividades, a menudo sólo sustentadas por el "principio de precaución" y con débil base científica; b) realizarse desde un punto de vista sesgado por ser pocas las personas implicadas (normalmente "expertos") y adolecer de falta de mecanismos de partici-

pación de los afectados; c) tener un carácter maximalista con una relación exhaustiva de actuaciones deseables no ajustadas a la realidad social ni a los recursos disponibles.

Tales defectos no serían un obstáculo grave si el documento se quedara en el nivel técnico, como ocurre en gran medida con los planes aprobados conforme a la "Endangered Species Act" de EE.UU. y legislaciones similares (ver capítulos 14 y 15 de Pagel *et al.* y Clark en este libro). El problema surge cuando se plantea su aprobación en un texto legal para que pueda tener efecto más allá del ámbito técnico y especialmente en administraciones, organizaciones y personas que no han participado activamente en el proceso.

En la práctica jurídico-administrativa podemos diferenciar tres niveles básicos de normas con distintos procesos de aprobación y efectos:

a. Resolución: puede ser aprobada por un Director General y afecta exclusivamente al ámbito de sus competencias (p. ej. reparto de recursos propios, establecimiento de prioridades)

b. Orden: requiere de aprobación de Consejero, afectando a las competencias propias de su departamento (p. ej. una Orden de Vedas de Caza)

c. Decreto: requiere de aprobación del Gobierno regional, afectando a todos los departamentos autonómicos y pudiendo, al amparo de una Ley, restringir usos y ordenar actividades realizadas por la ciudadanía.

Si el documento técnico únicamente planteara actuaciones en positivo para la conservación de la especie a realizar por al propio departamento que apruebe la norma (básicamente actuaciones sobre la especie como seguimiento de poblaciones, reintroducciones o prohibiciones de afectación directa), probablemente serviría la aprobación del Plan por Resolución u Orden, lo que conlleva un proceso administrativo relativamente simple. Sin embargo, esta no es la situación habitual ya que, obviamente, la mayoría de los documentos técnicos plantean la necesidad de actuaciones sobre el hábitat, es decir sobre el territorio y las actividades que en él se realizan. En nuestro caso, hablar de territorio significa hablar de propiedad, y resulta evidente que no puede plantearse lo mismo o de la misma forma cuando hablamos de terrenos públicos o de terrenos privados. Si hablamos de las actividades que precisan de regulación, nos encontraremos además con que muchas de ellas están amparadas por normativa sectorial distinta de la medioambiental (p. ej. planes de ordenación urbanos, planes de desarrollo agrario, regulación de pesca marítima) y que los propietarios tienen derechos consolidados (p. ej. concesiones de caza, de recursos hídricos, mineros..) que no pueden ser eliminados o restringidos sin la aprobación de un Decreto. Pudiendo afectar por tanto éste a

derechos privados y a actuaciones de otros departamentos ajenos a los medioambientales, no es de extrañar que su tramitación sea un proceso largo y penoso.

En el caso de la Comunidad Valenciana, el proceso de aprobación de un Decreto por el que se aprueba un Plan de Recuperación se resume en la Figura 2. A título informativo, en el caso del Plan de recuperación del samaruc (*Valencia hispanica*), el primero aprobado en la Comunidad Valenciana, este trámite se materializó en una larga serie de actos administrativos, en los que fueron consultados 11 departamentos de la Generalitat Valenciana y tres Servicios de la propia Consellería de Territori i Habitatge (encargada de su tramitación), una administración estatal (La Confederación Hidrográfica del Júcar) y 6 entidades, completando un expediente con 40 documentos y 130 folios.

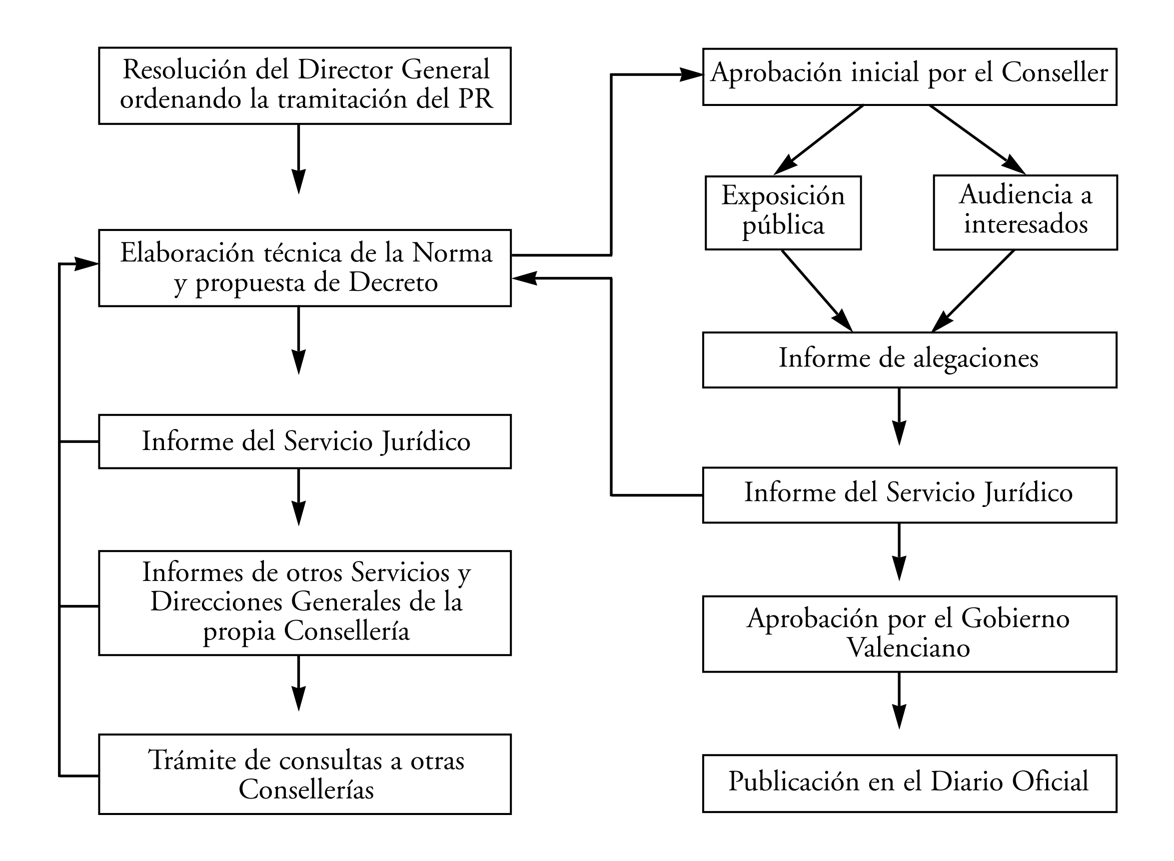


Fig. 2.- Proceso administrativo para la aprobación de un Decreto de Plan de Recuperación en la Comunidad Valenciana (resumido).

Obviamente, todos estos pasos no son simplemente un trámite, ya que cualquiera de los consultados puede emitir informes o alegaciones que deben ser tenidos en cuenta para no provocar condiciones de indefensión o, sencillamente, para evitar aprobar una norma sin validez jurídica o práctica.

Semejante proceso conlleva sin duda que el texto inicial, en el mejor de los casos impecable desde el punto de vista técnico o científico, sufra continuos recortes, modificaciones y matizaciones, con los que se va perdiendo normalmente precisión, ámbito territorial, compromisos económicos y capacidad de regulación de usos. De esta forma, no es de extrañar que el resultado final genere frustración entre los técnicos encargados de su tramitación, e incomprensión entre los sectores que abogan por la conservación de la especie en cuestión.

Las Estrategias Nacionales

Como ya se ha dicho, las Estrategias Nacionales tienen su anclaje normativo en el R.D. 439/1990 que regula el CNEA. Se trata de documentos marco que fijan criterios orientadores para la recuperación de especies que se distribuyen por varias autonomías, a partir de los cuales corresponde a las Comunidades Autónomas elaborar planes mucho más concretos en los que se detallan normas de obligado cumplimiento. Por tanto, una Estrategia Nacional debe ser los suficientemente precisa como para no perder el carácter orientador, pero, al mismo tiempo, lo suficientemente genérica como para dejar el debido margen de maniobra a las Comunidades Autónomas para que se sientan "cómodas" dentro de ellas y pueden concretar sus prioridades de actuación y conservación. Como puede deducirse, las Estrategias son un buen ejemplo de negociación y balance de fuerzas.

Explicaré lo esencial de su proceso de aprobación. Normalmente requiere de la constitución previa de un Grupo de Trabajo (GT) integrado en el CFFS, como es el caso de los GT del lince, del lobo, de la malvasía y del águila perdicera, entre otros existentes. La composición de estos grupos suele ser una mezcla de técnicos de nivel medio de las administraciones autonómicas donde aparece la especie en cuestión, junto a expertos, normalmente adscritos a centros de investigación o consultores privados pero también ocasionalmente pertenecientes a ONGs conservacionistas, que tienen el encargo de redactar un primer borrador de Estrategia Nacional. Habitualmente se designa un coordinador del GT, o al menos un secretario, normalmente por parte del MIMAM.

Redactado el borrador, es trasladado al CFFS para su aprobación inicial. Curiosamente, aunque en el Comité estén representadas las mismas administraciones que en los GT, este paso dista mucho de ser un mero trámite, requiriendo ocasionalmente de discusiones larguísimas, cambios sustanciales y, eventualmente, de la devolución del documento al GT para su revisión. Tal desconexión se justifica en gran medida por empezar a jugar en el CFFS criterios políticos y administrativos ajenos a los técnicos propios de los GT. Consecuentemente, la revisión de los borradores de Estrategia Nacional van desdibujando compromisos o actuaciones, sólidamente argumentados técnicamente, en aras de obtener un acuerdo entre las partes. De contar con el visto bueno del CFFS, el documento es remitido a la CNPN para su aprobación y, a partir de 2004, de allí es elevado a la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. La adición en el proceso de este último órgano, integrado por la Ministra y los Consejeros de Medio Ambiente, alarga el proceso pero aumenta el rango administrativo del órgano que aprueba el documento. El hecho de que no sean sancionados mediante disposición legal y que mantenga el formato de Acuerdo, respeta la filosofía del Art. 2.d.2. del R.D. 2488/1994 de que servirían como "criterios orientadores que puedan ser utilizados por las Comunidades Autónomas" en el ejercicio de sus competencias.

Como ejemplo del proceso, describiré en breve un caso cercano: la Estrategia de la malvasía cabeciblanca. El GT de la malvasía reunido el 8/4/2003 acordó iniciar la redacción de la Estrategia, circulando por correo electrónico un borrador. El 18 de diciembre de aquel año se presentó ante el CFFS, que incorporó modificaciones a propuesta de los representantes de la Comunidades Autónomas y lo devolvió al GT para revisarlo. El borrador fue de nuevo presentado en el CFFS en su reunión de 28/10/2004, que aprobó elevarlo a la CNPN una vez incorporadas nuevas sugerencias de Comunidades Autónomas. Con posterioridad la Estrategia fue aprobada por la CNPN el 16/12/2004 y por la Conferencia Sectorial el 29/1/2005.

Como se ve, el proceso tiene similitudes con el de aprobación de los Planes, ya que finalmente, la negociación, los pactos y los acuerdos, van alejando las Estrategias de los documentos técnicos originales, con el consiguiente disgusto de los promotores. No obstante, hay que señalar en lo positivo que, una vez aprobadas las Estrategias pueden tener un papel vinculante para las administraciones implicadas, a la vez que permiten la incorporación de medios humanos (el coordinador nacional) y materiales (ejecución de actuaciones) por parte de la administración general del Estado que, de

no existir la Estrategia, serían de más difícil ejecución en un panorama de competencias ambientales casi enteramente autonómicas.

El resultado: 15 años de Ley 4/1989

Hasta aquí creo que he reflejado las dificultades del proceso jurídico y administrativo en la aplicación de la normativa de conservación de fauna dimanante de la aplicación de la Ley 4/1989. A la vista de tal panorama, no es de extrañar que la realidad actual diste mucho de ser juzgada positivamente por todos los actores que se dan cita en el proceso, ya pertenezcan al grupo de los investigadores, de los conservacionistas o de los propios funcionarios o políticos responsables de su aplicación. Para evaluar la situación actual, baste repasar el grado de cumplimiento de los objetivos marcados.

Catálogo Nacional (CNEA)

Los tribunales y la propia experiencia de la administración general del Estado, han ido corrigiendo los ambiciosos planteamientos iniciales, en los que la mayoría de las especies de vertebrados silvestres (exactamente el 58%, ver Cuadro 2), pero ningún invertebrado, aparecían como amenazados y necesitados de un Plan. Desde la promulgación de la Ley 4/1989, la categoría "de interés especial" ha sido excluida, al menos en el ámbito jurídico y penal, del concepto de "amenazada", lo que evidentemente ha dado más fuerza a las especies que se encuentran en una categoría superior. La sentencia de 19 de mayo de 1999 del Tribunal Supremo conllevó el acuerdo de la CNPN de suprimir tal categoría del CNEA, dejándola como una categoría especial, "diferenciada del régimen general de protección que dicha Ley (4/1989) establece para el resto de las especies" (reunión de 8/2/2001). Tal cambio aconseja acoger estas especies de nuevo bajo el viejo paraguas de las "especies protegidas", término de general aceptación y precipitada derogación.

Por su parte, la categoría de "sensible a la alteración del hábitat" no ha tenido gran éxito, a juzgar por el corto número de especies que han merecido tal clasificación (ver Cuadro 4). De hecho, existe un consenso general de que esta categoría no es fácilmente diferenciable y expresa un concepto que puede ser aplicado a todas las especies. Tal es la situación que en el documento de Criterios para inclusión en el CNEA (MIMAM, 2004) no aparece esta categoría, que ha sido propuesta para ser eliminada en una reforma pendiente (¡y urgente!) de la Ley 4/1989. De esta forma, el Catálogo Nacional se aproxima a las dos categorías previstas en la "Endangered Species Act":

"Endangered" (equivalente a "En Peligro" y "En Peligro crítico" de la UICN) y "Threatened" (equivalente a Vulnerable de la UICN).

No obstante, a la vista de las continuas renovaciones, el CNEA parece gozar de cierta vitalidad, con una reforma anual desde 1998. Por otra parte, estas modificaciones han conllevado la incorporación de un buen número de especies de invertebrados, que hoy suman más de la cuarta parte de las especies incluidas en las tres primeras categorías del Catálogo. A este resultado se ha llegado gracias al funcionamiento regular del CFFS, con reuniones todos los años al menos desde 1996 y hasta cuatro anuales (1999), creando un ámbito de discusión y de acuerdo entre todas las administraciones implicadas y donde se debaten las propuestas presentadas por investigadores y conservacionistas.

Catálogos Regionales

En el Cuadro 7 se listan las normas publicadas por los gobiernos autonómicos en las que se crean catálogos regionales de fauna. Quince años después de la Ley 4/1989 todavía no cuentan con un listado regional propio sobre fauna amenazada Andalucía, Baleares, Cantabria, Castilla y León, Cataluña, Galicia y Madrid, lo que representa más de la mitad del territorio nacional (52,7%). Curiosamente dos de estas Comunidades (Andalucía y Baleares) sí cuentan con un catálogo regional de Flora amenazada. Por el contrario, otras dos Comunidades (Navarra y C. Valenciana) disponen de Catálogo de Fauna pero no de Flora. En el caso de la Comunidad Valenciana, la ausencia de catálogo de flora se explica porque los técnicos de conservación de flora han apostado con éxito por una estrategia de conservación de espacios ("Microrreservas de flora") antes que de especies.

Las carencias de catálogo regional propio más llamativas son las de Andalucía y Cataluña, comunidades por otro lado muy activas en materia de conservación de fauna. Ambas parecen asumir en sus normas de alto rango de conservación de fauna (Ley 8/2003 de Andalucía y Ley 22/2003 de Cataluña) el CNEA, pero no disponen de un listado propio detallado ajustado a sus categorías.

Como índice del funcionamiento de los catálogos aprobados, puede usarse la existencia de revisiones que los vayan actualizando, como es el caso del CNEA que ha tenido 8 hasta el momento (ver Cuadro 3). Sólo en el caso de Aragón y del País Vasco se han modificado los catálogos originales de fauna mediante disposiciones legales posteriores.

Comunidad Autónoma	**Disposición Legal**	**Observaciones**
Asturias	Decreto 32/1990	Crea Catálogo de Fauna
Cantabria	Ley 3/1992	Crea Catálogo de Fauna sin desarrollarlo
Madrid	Decreto 18/1992	Crea Catálogo de Fauna y Flora sin desarrollarlo
C. Valenciana	Decreto 265/1994	Crea Catálogo de Fauna. **Anulado**
Aragón	Decreto 49/1995	Crea Catálogo de Flora y Fauna
Navarra	Decreto F. 563/1995	Crea Catálogo de Fauna
Murcia	Ley 7/1995	Crea Catálogo de Fauna
País Vasco	Decreto 167/1996	Crea Catálogo de Fauna
La Rioja	Decreto 59/1998	Crea Catálogo de Flora y Fauna
Castilla-La Mancha	Decreto 22/1998	Crea Catálogo de Flora y Fauna
Extremadura	Decreto 37/2001	Crea Catálogo de Flora y Fauna
Canarias	Decreto 151/2001	Crea Catálogo de Flora y Fauna
Andalucía	Ley 8/2003	Asume CNEA con pocas modificaciones
C. Valenciana	Decreto 32/2004	Crea Catálogo de Fauna

Cuadro 7. Catálogos regionales de fauna amenazada aprobados por las Comunidades Autónomas.

Planes de Recuperación

En el Cuadro 8 se resumen los 57 Planes aprobados por la Comunidades Autónomas para especies de fauna. Taxonómicamente se reparten entre 30 de aves, 18 de mamíferos, 1 de reptiles (el lagarto gigante del Hierro), 3 de anfibios, 3 de peces y 2 de invertebrados (cangrejo de río en La Rioja y Navarra). Temporalmente las fechas de aprobación se resumen en la Fig. 3 donde se aprecia un lento despegue (iniciado por Cantabria con la aprobación en 1989 de Plan de recuperación del oso pardo) que parece estancarse a partir de 1995, para volver a resurgir a partir de 1999. Esta secuencia temporal puede explicarse por un arranque inicial centrado en especies "emblemáticas" del CNEA (bucardo, oso, quebrantahuesos) liderado por la CC.AA. norteñas, y un segundo impulso promovido por la aprobación de catálogos regionales a partir de mediados de los 90.

Comunidad Autónoma	Tipo de planes (aprobados)
Aragón	P. Recuperación (2); P. Conservación (1)
Asturias	P. Recuperación (1); P. Conservación (8); P. manejo (8); P. Gestión (1)
Baleares	P. Recuperación (1)
Canarias	P. Recuperación (1)
Cantabria	P. Recuperación (1)
Castilla - La Mancha	P. Recuperación (4), P. Conservación (1)
Castilla y León	P. Recuperación (3)
Cataluña	P. Recuperación (4); P. Conservación (1)
Extremadura	P. Recuperación (1)
Galicia	P. Recuperación (1)
La Rioja	P. Recuperación (5)
Navarra	P. Recuperación (4)
País Vasco	P. Gestión (3 Guipuzkoa, 5 Álava)
C. Valenciana	P. Recuperación (1)

Cuadro 8. Planes de fauna aprobados. Datos MIMAM (octubre 2004).

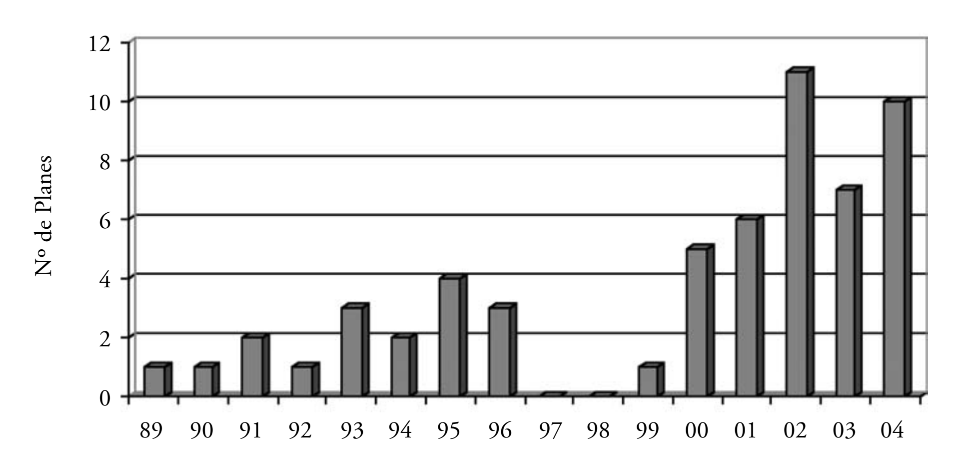


Figura 3. Planes de especies amenazadas aprobados anualmente por las Comunidades Autónomas. Datos MIMAM (octubre 2004).

Siendo pocos los planes aprobados, habría que preguntarse porqué en algunas CC.AA. hay (como en el chiste) uno o ninguno. Tal es el caso de Baleares (1), Cantabria (1), Galicia (1), Canarias (1), Comunidad Valenciana (1), Andalucía (0), Extremadura (0), Madrid (0) y Murcia (0). Por otra parte, si tenemos en cuenta, como indican la mayoría de los Planes aprobados, que éstos deben ser revisados pasado cierto tiempo (habitualmente cada 5 años), el incumplimiento es aún mayor ya que sólo dos planes (el del oso en Asturias y el del quebrantahuesos en Navarra) lo han sido legalmente.

La existencia o no de catálogo regional puede explicar en parte el ritmo de aprobación de planes. Este sería el caso de Comunidades sin catálogo regional (como Andalucía o Madrid) o con catálogos muy recientes (como la C. Valenciana y Canarias, que aprobó recientemente el Plan de recuperación del lagarto del Hierro, 20 años después de su redacción técnica) que apenas cuentan con planes aprobados, pero no el de otras (como Cataluña y Castilla y León) que sin catálogo regional aprueban planes de especies del CNEA. Por tanto, el lapso transcurrido desde la aprobación de la Ley 4/1989 y la existencia de especies incluidas en el CNEA (incluso en la categoría de "en peligro de extinción") en prácticamente todas las Comunidades Autónomas, reflejan un incumplimiento deliberado de la normativa estatal. No me toca a mi exponer las razones que han motivado tal situación, pero si cabe apuntar que deben basarse en decisiones firmes y continuadas adoptadas a alto nivel, que sólo pueden ser entendidas en gobiernos regionales que hayan mantenido una estabilidad política a lo largo del periodo transcurrido.

Estrategias Nacionales

La situación actual de las Estrategias Nacionales se resume en la Cuadro 9. La primera Estrategia (la del lince) se aprobó en 1999, es decir más de 10 años después de la entrada en vigor de la Ley 4/1989. Desde entonces el proceso de aprobación parece haberse acelerado, con 5 Estrategias aprobadas en los últimos 11 meses. Las nueve aprobadas hasta el momento han tenido una tramitación media de 3,3 años de duración, siendo el mínimo 2 años y el máximo 6. Este último caso corresponde al lobo, cuya estrategia ha sido especialmente complicada de aprobar dado por un lado la diferente condición de las poblaciones al norte y al sur del Duero en la Directiva de Hábitats, y por otro el diferente enfoque en su gestión de las distintas Comunidades Autónomas donde se presenta, que va desde considerarlo como cinegético hasta como protegido.

La tardía incorporación de esta herramienta a los esfuerzos de conservación puede justificarse por lo costoso que ha sido establecer un equilibrio de poderes entre la administración general del Estado y las autonómicas y consensuar criterios comunes entre éstas últimas. Este coste y equilibrio se traduce en muchos casos en textos ambiguos, indicaciones y recomendaciones cuya utilidad a largo plazo está por verse. En cualquier caso, una de las oportunidades que permite esta herramienta, y desde luego extremadamente importante, es permitir resituar a la Administración General del Estado en el proceso de conservación de las especies amenazadas, del que parecía excluido más allá de las competencias relativas al CNEA.

No obstante, cabría plantear la necesidad de que tales Estrategias aparezcan publicadas en el B.O.E., al menos en su formato de Acuerdo, para permitir un mejor seguimiento público y jurídico del contenido de unos "criterios orientadores" recluidos en la actualidad al ámbito administrativo.

Estrategia Nacional	**Fecha inicio**	**Estado actual**
Lince	1996	Aprobada (25/2/1999)
Oso pardo cantábrico	1996	Aprobada (9/10/1999)
Quebrantahuesos	1998	Aprobada (4/7/2000)
Águila imperial	1998	Aprobada (9/7/2001)
Venenos	1999	Aprobada (23/10/2004)
Lobo	1999	Aprobada (29/1/2005)
Urogallo cantábrico	2000	Aprobada (17/3/2004)
Águila perdicera	2002	En elaboración
Malvasía	2003	Aprobada (29/1/2005)
Urogallo Pirenaico	2003	Aprobada (29/1/2005)
Visón europeo	2003	En fase de aprobación
Pardela balear	2003	En elaboración

Cuadro 9. Situación actual (marzo 2005) de la tramitación de Estrategias Nacionales. Aparte de las Estrategias Nacionales, se ha aprobado una internacional para la conservación de la foca monje. Fuente: MIMAM.

Reflexiones finales

Puede concluirse que, 15 años después de la aprobación de la Ley 4/1989, los indicadores directos sobre su aplicación en el proceso de conservación de especies de fauna amenazadas ofrecen muy pobres resultados, particularmente si los contabilizamos como Planes de Recuperación aprobados. ¿Quiere esto decir que nuestra fauna está más amenazada ahora que en 1989?. Desde luego, de todo hay: especies que han ido a más y especies que están desapareciendo, pero no tengo claro que en ello haya influido la existencia o no de un Plan de Recuperación aprobado. Si de la existencia de un Plan dependiera la recuperación de una especie, habría que preguntarse cómo es que la situación del samaruc, de la garcilla cangrejera o de la focha cornuda (por citar algunas especies incluidas como "en peligro de extinción" en el primer catálogo de 1990 y que no contaban con ningún plan aprobado en 2003) es probablemente mejor ahora que hace 15 años. Por el contrario se podría argumentar que la recuperación del lince sería más sencilla de contar con planes consolidados (sólo recientemente se han aprobado los de Castilla-La Mancha, 2003, y Extremadura, 2004), aunque esta circunstancia no evitó la desaparición del bucardo.

Es evidente que los éxitos obtenidos en conservación en España, que son afortunadamente muchos, no han dependido tanto de contar con un Decreto aprobando un plan, como de la suma de esfuerzos desde muchas unidades de las administraciones medioambientales en torno a acciones consideradas esenciales para la recuperación (declaración de espacios protegidos, investigación, reintroducción, vigilancia, evaluación del impacto ambiental), sobre una lista corta de especies sobre las que existía un consenso amplio en relación a su grave situación. En este sentido, la utilidad de los catálogos será tanto mayor cuando, además de incorporar información técnica y científica rigurosa, las especies incluidas en ellos sean conocidas o hayan merecido un respaldo público, fuera de los círculos especializados, demandando la actuación de la administración. Ciertamente esta premisa pone serias trabas a la incorporación en los catálogos de especies pequeñas y sólo conocidas por expertos, como son muchos invertebrados, por lo que considero que para su conservación es mejor utilizar otras herramientas legales, más ligadas a hábitats concretos, de los que dependen en mayor medida que los vertebrados.

Entonces, ¿necesitamos los Planes de Recuperación?. Más allá de la obligatoriedad legal, mi opinión particular es que sí los precisamos, aunque quizás no hemos encontrado siempre el formato adecuado. Nos empeñamos en aprobarlos preferentemente por Decreto, norma compleja de tramitar por el enorme peso jurídico que supone la limitación de derechos o el establecimiento de prohibiciones, cuando podemos hacer

muchas cosas sin él o antes de él. En todas las Comunidades Autónomas se encuentran casos de recuperación de especies amenazadas que no lo han sido "por Decreto" (en términos jurídicos y coloquiales), y es especialmente llamativo el caso de Andalucía, comunidad estrella en conservación de fauna y que no ha aprobado ni un solo Plan de esta forma. En este sentido, Alonso (2001) defiende la utilidad del "derecho suave" (*soft law*) cuyas normas, de valor informador, son en muchas ocasiones "de aplicación más efectiva, rigurosa y realista que las propias normas publicadas en el Boletín Oficial del Estado".

Que no necesitemos en todos los casos un Decreto aprobado por el Gobierno no significa que no se precise una aprobación del Plan. Considero que tal procedimiento es necesario no sólo para mostrar públicamente un objetivo y unos compromisos por parte de la administración ante la ciudadanía, cuyo cumplimiento pueda ser exigido, sino para ordenar el trabajo de la propia administración. Enfrentarse a la conservación de la biodiversidad sin criterios, prioridades y suficiente respaldo de los responsables políticos es labor ingrata, cuando no estéril. Por el contrario, conseguir Planes aprobados por la administración ambiental, bien sea en forma de Orden o de Resolución, o incluso por Acuerdo de Gobierno, resulta un mecanismo comparativamente más ágil para obtener el suficiente respaldo para ejecutar actuaciones consensuadas y entendidas más allá del ámbito técnico. De esta forma nos acercaríamos a la filosofía de los Planes de Acción que obligan esencialmente a actuar a la administración ambiental, sin centrar su desarrollo en prohibiciones y regulaciones a terceros, como sucede en otros países europeos (como el Reino Unido o Francia), en los planes de recuperación de Estados Unidos y Australia, o los que formal o informalmente se están poniendo en práctica en distintas Comunidades Autónomas. Así, en el caso de Andalucía existen Programas de Actuación en marcha sobre al menos 14 especies de vertebrados, mientras que en la Comunidad Valenciana existen seis con esa misma denominación (aprobados por Resolución del Director General), dos de ellos para invertebrados (uniónidos y cangrejo de río), y el Decreto 32/2004 de esta Comunidad contempla la aprobación de Planes de Acción para especies o grupos de especies, que lo serían por Resolución del Conseller.

Por último, e incidiendo en la reflexión autocrítica, plantearía la eterna pregunta: ¿Es correcto el enfoque de conservación de la biodiversidad a través de planes centrados en especies?. Con seguridad nuestros compañeros (los "de espacios") dedicados a Parques, en el MIMAM o en las propias Consejerías de Medio Ambiente, opinarán que sus esfuerzos para proteger ecosistemas enteros e integrar la actividad humana dentro de espacios naturales protegidos son más valiosos que los nuestros (los "de especies"), centrados en la conservación de un puñado de animales al borde de la extinción. Algunos

méritos y lecciones si que hay que reconocerles: en los procesos de declaración de espacios naturales protegidos la negociación y la conciliación de intereses están mucho más presentes que en la gestión de especies amenazadas; ofreciendo además frutos tangibles (delimitación y ordenación espacial), amplia aceptación social y política (de ahí que existan centenares de espacios protegidos declarados y sólo unas pocas decenas de Planes aprobados), oportunidades de empleo y desarrollo, y canales de participación (Juntas y Patronatos). Un índice más a favor de los parques: en el año 2000 sobre 233 espacios naturales protegidos declarados, 111 (48%) contaban con Plan Rector de Uso y Gestión (Fuente: EUROPARC-España); mientras que de 248 especies incluidas en catálogos regionales sólo 15 (6%) contaban con Plan de Recuperación.

Desde luego esta aproximación a la conservación de la biodiversidad parece más correcta, aunque frecuentemente en el proceso se van olvidando las especies silvestres. En qué medida la habitual dicotomía administrativa "especies vs. espacios" es responsable de la esquizofrénica aproximación a la conservación de la fauna y de sus hábitat, requiere una reflexión urgente. En este sentido, conviene recordar que unir especies y espacios es la esencia de la filosofía de la Directiva 92/43/CEE de Hábitats, por la que la Unión Europea plantea que la conservación de la biodiversidad en la Unión se realizará a través de la red "Natura 2000".

Está bien reflexionar y probablemente corregir los planteamientos vigentes, incluso demandar una modificación de la Ley 4/1989 en lo que concierne al Título IV dedicado a la conservación de especies, pero, mientras tanto, hay que cumplir con la legislación vigente y mejorar nuestros esfuerzos en la conservación. Sin embargo, propongo una nueva revisión del proceso pasados unos cuantos años, cuando contemos con todos los catálogos regionales debidamente actualizados y muchos planes aprobados: ¿veremos entonces que los catálogos largos son mejores que los cortos?, ¿qué tipo de planes se destacarán como más útiles?, ¿estará las administraciones preparadas para cumplir con los objetivos de los planes?. Las respuestas seguro que nos ayudarán a avanzar en el proceso.

Agradecimientos

A Borja Heredia y a Paloma Garzón (MIMAM) por facilitarme documentación del CFFS y por sus comentarios. Paloma Mateache (Servicio de Conservación de la Biodiversidad, Generalitat Valenciana) y Joan Mayol (Govern Balear) revisaron el documento original y me facilitaron interesantes aportaciones. Finalmente, los editores (Ignacio Jiménez y Miguel Delibes) me ayudaron a centrar este capítulo y mejoraron con sus sugerencias su contenido.

Bibliografía

ALONSO, E. (2001). Prólogo. En Nieto *La protección de la fauna salvaje en el ordenamiento jurídico español.* Ed. Lex Nova. Valladolid.

BLANCO, J.C. y J.L. GONZÁLEZ. (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA. Col. Técnica. Madrid.

ICONA. (1986). *Lista Roja de los Vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

MACHADO, A. (1985). Sinopsis del Plan de Recuperación del Lagarto gigante del Hierro. *Bonn. Zool. Beitr.*, 36 (3-4): 471-480.

MARTÍNEZ-ORTÍ, A. y F. Robles. (2003). *Moluscos continentales de la Comunidad Valenciana.* Consellería de Territori i Habitatge. Colección Biodiversidad, nº 11. Valencia.

MIMAM. (2004). *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas.* Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

MORILLO, C. y C. GÓMEZ-CAMPO. (2000). Conservation in Spain, 1980-2000. *Biological Conservation*, 95: 165-174.

NIETO, E. (2001) *La protección de la fauna salvaje en el ordenamiento jurídico español.* Ed. Lex Nova. Valladolid.

SASTRE, B., M. VÁZQUEZ, D. SÁNCHEZ, D. TENA, E. ÚBEDA, J.L. SÁNCHEZ. y J.M. DE MIGUEL. (2004). Análisis de contenidos de la revista Quercus. *Quercus*, 226: 56-60.

TORRENTE, J.P. (1999). *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias*. Fundación Oso de Asturias. Gijón.

UICN. (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de UICN: Versión 3.1*. UICN. Gland, Suiza.

4

PARTICIPACIÓN PÚBLICA Y CONFLICTOS EN LA RECUPERACION DE ESPECIES

Una versión personal

Benigno Varillas

La conservación de fauna amenazada es una tarea compleja que implica la participación activa o pasiva, voluntaria u obligada, favorable o contraria de multitud de sectores sociales. Esto fomenta la aparición de diferentes conflictos científicos, sociales y políticos que pueden determinar el éxito o el fracaso de los programas de recuperación de especies en peligro de extinción o de conservación de espacios naturales (ver capítulo 2). Dentro de este contexto hay que distinguir entre un cierto nivel de conflicto basado en la existencia de visiones o intereses diferentes o incluso contrapuestos entre las diferentes personas y grupos implicados en la recuperación de una especie dada, y la presencia de conflictos descontrolados, recurrentes o "enquistados" entre estos mismos actores. El primer tipo de conflictos suele tener un efecto positivo para la conservación de nuestra especie al obligar a que los diferentes grupos busquen, propongan y adopten acuerdos y soluciones, incentivando la creatividad, el espíritu crítico y la eficiencia dentro del proceso, además de la confianza intergrupal y la conciencia de estar involucrados en un proceso compartido. En el caso de los conflictos enquistados, descontrolados o incluso "perversos", llega un momento en que cada grupo invierte tanta energía en reforzar su posición e intereses frente a los de los otros que se acaba olvidando el interés original (y a menudo compartido) de la conservación de la especie, disminuyendo la eficiencia del proceso, desincentivando la creatividad y la búsqueda de soluciones compartidas, y creando una sensación general de "mal ambiente" y desilusión.

Para mejorar la capacidad de los gestores en su tarea por evitar la extinción de la fauna amenazada, que es lo que reza en los objetivos de este libro, es necesario y urgente resolver dichos conflictos e intentar anticiparse a ellos. El objetivo de este capítulo es analizar los orígenes y las razones que existen dentro de diferentes conflictos recurrentes en el ámbito de la conservación de fauna amenazada, para luego proponer algunas sugerencias destina-

das a prevenirlos, cuando no a resolverlos. Para ello he optado por utilizar un estilo personal y probablemente subjetivo cuyo fin último no es tanto crear polémica o sacarle los colores a algunas personas o instituciones, sino contribuir al espíritu de reflexión crítica fomentado por los editores de este libro. A diferencia de otros capítulos incluidos en este volumen, voy a basar mis ideas, no tanto en documentos científicos o informes publicados, sino en experiencias vividas como parte de mi labor personal en el campo de la conservación, tratando de reflejar esa información que no suele aparecer dentro de los documentos, aunque no por eso deja de ser importante, más bien al contrario, y que la mayoría de nosotros hemos podido observar a lo largo de nuestros años de trabajo en este medio.

Antes de "entrar en faena" quiero añadir una advertencia: en este texto me he hartado de introducir las palabras "algunos" y sus sinónimos. Quede advertido el lector que, al hablar de los conflictos, hablo de "algunos" casos que conozco y cuyos datos puedo aportar para el incrédulo, pero no hablo de la generalidad de los gestores, las ONGs, los científicos, los políticos, los alcaldes, los cazadores, los empresarios o los periodistas, que por suerte son (¿solemos?) ser estupendos, aunque no sé si me ha crecido la nariz al escribir esto... Lo que es cierto es que hay personas que hacen las cosas bien y no deben sentirse aludidas en ningún caso, ni siquiera ante una manifiesta debilidad corporativa. Creo.

Además, ya es hora de que la sociedad española revise su pasado sin complejos ni tapujos. El hecho de que muchos de estos conflictos sólo reflejen las acciones o actitudes de algunas personas o instituciones particulares, no quiere decir que no tengan un enorme impacto en nuestra habilidad para conservar especies amenazadas. De hecho, es probable que todos caigamos o hayamos caído en algún momento en algunos de los errores descritos en los próximos párrafos. Y quien esté libre de pecado, que tire la primera piedra...

¿Quiénes deben gestionar la naturaleza? Los actores de la conservación de fauna en España

En algunos círculos de algunas consejerías de las comunidades autónomas (CCAA) que tienen encomendadas las competencias de gestión de la naturaleza se ha asumido la idea de que la conservación de la naturaleza es una competencia exclusivamente suya, que les corresponde por Ley. Desde ciertos directores generales y jefes de servicio, pasando por los técnicos, hasta incluir a ciertos miembros de la guardería, se sienten legitimados y depositarios de un mandato que la Constitución Española otorga a

aquéllos que cada cuatro años logren formar Gobierno a partir de un determinado número de votos electorales, para así ponerse al frente del aparato del Estado, cuyos funcionarios ejecutan la legislación vigente y las políticas del partido en el poder.

En algunos de estos ámbitos gubernamentales se oye mencionar con frecuencia la palabra "Estado de Derecho", como algo que les ampara cuando surgen conflictos con otros sectores sociales interesados en la conservación de la naturaleza. Aunque se habla de participación, cooperación y coordinación, el mensaje que se transmite es que las competencias de actuación y el territorio sobre el que se desarrollan éstas, son exclusivamente de las administraciones públicas y el personal que trabaja en ellas. Y la realidad es que casi todos asumen que, en efecto, así es.

Frente a esta visión frecuente, hace tiempo que se viene predicando que la conservación de la naturaleza es un objetivo que sólo se puede alcanzar con el concurso de todas las partes sociales implicadas. Estas partes podrían clasificarse de la siguiente manera:

1) Ciudadanos consumidores a distancia, o puntualmente, de los recursos naturales y contribuyentes mayoritarios de los presupuestos generales de los Estados.
2) Habitantes y propietarios del territorio: terratenientes, campesinos habitantes del mundo rural y sus alcaldes.
3) Empresas que explotan y modifican el territorio: turísticas, deportivas, extractoras de recursos naturales, generadoras de energía, constructoras, etc.
4) Conservacionistas que denuncian las agresiones a la naturaleza e idean –e incluso, a veces, ejecutan– iniciativas para protegerla.
5) Científicos que investigan la fauna, la flora, la gea y el paisaje.
6) Funcionarios y políticos que administran y gestionan el patrimonio natural desde cargos públicos.
7) Medios informativos, intermediarios entre o aliados de las partes mencionadas.

El orden en el que los he citado es aleatorio. No establece ninguna prioridad, ni idea de relevancia. Cada sector juega su papel relevante y el protagonismo aumenta o disminuye según las circunstancias de cada caso y según acontecen los hechos.

De tener que hacer un orden cronológico de la entrada en la escena de la conservación de estos bloques, tendríamos que empezar por los científicos. Ellos fueron los que en los años sesenta iniciaron el proceso, transmitiendo lo que iban averiguando de la problemática situación de la fauna y la flora silvestres: Valverde, Bernis y Bernáldez en España; Carlson, Commoner, Leopold, Goodall y Dorst en el extranjero. Algunas de sus obras causaron revuelo mundial y despertaron muchas conciencias en la déca-

da de los setenta, lo que motivó la movilización y organización de la opinión pública en asociaciones como SEO, ADENA, WWF, Greenpeace, Amigos de la Tierra o BirdLife, conocida entonces como ICPB.

Después del trabajo de los científicos, la difusión de las ideas conservacionistas debió su éxito inicial a los medios de comunicación y en particular a destacados divulgadores como fueron Félix Rodríguez de la Fuente, Jacques Yves Cousteau o David Attenborough. De hecho, al margen de los ejemplos citados, la utilización de la prensa siempre ha sido una herramienta eficaz para aquéllos que se dedican a la protección de la naturaleza.

La presión conjunta de los científicos y conservacionistas tuvo como consecuencia la reacción de los gobiernos, que en la década de los ochenta comenzaron a construir todo un tejido de instituciones y legislación relacionados con la conservación de la Naturaleza. La aplicación de la normativa creada por éstos y la constatación de que los consumidores y los ciudadanos que claman por evitar la degradación del medio son, a menudo, las mismas personas, ha hecho que las empresas se incorporasen también al escenario ambiental, aunque sólo fuese para no quedar como los "malos de la película".

La mezcla de científicos, ONGs, políticos, funcionarios y empresarios tuvo su gran momento en la Cumbre del Medio Ambiente celebrada en Río de Janeiro en 1992. De esta reunión salieron numerosos acuerdos, aunque la celebración de un encuentro posterior en Johannesburgo, en el verano de 2002, ha servido para ver lo poco que se ha avanzado a partir de las expectativas creadas por los distintos congresos de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente, los cuales se celebran cada diez años, y cuya primera edición, celebrada en Estocolmo en 1972, fue el arranque oficial del conservacionismo en todo el mundo, incluida España.

Conflictos entre los implicados: un repaso histórico

Administración contra conservacionistas

En 1971 la Administración Pública encargada de la gestión de la naturaleza, representada a través del Servicio Forestal del Estado, el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, así como el Servicio de Parques Nacionales, todos ellos incluidos dentro del Ministerio de Agricultura, se reconvirtió y fundió sus nombres de cara a la citada conferencia de Estocolmo en 1972, con lo que se creó el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (Icona).

España tuvo así la entidad pública con el nombre de "Conservación" que el ministro de Franco encargado de "desarrollar" España, Laureano López Rodó, necesitaba para ir al congreso de Naciones Unidas y pasearse por Estocolmo sin caerse de la bicicleta. Se ensayó un nuevo lenguaje, pero siguieron las viejas políticas y tendencias: roturación de monte mediterráneo, veneno para la fauna carnívora y desecación de zonas húmedas, entre otros impactos.

Los grupos conservacionistas, sector social crítico, denunciaban las agresiones a la naturaleza en los medios de comunicación en la medida en que era posible en aquella época anterior a 1975 y de forma intensa a partir de ese año. Por ello era un sector molesto para los responsables de la gestión de la naturaleza, pero también temido, cuando no odiado. A finales de esa década se adoptaron medidas conservacionistas a modo de guiño para los nuevos tiempos que se avecinaban tras la muerte de Franco en 1975. Este proceso, cuya locomotora era Félix Rodríguez de la Fuente, fuéramos conscientes o no de ello en aquellos momentos, se frenó con su muerte en 1980.

En 1978 los padres de la Constitución Española habían pensado por un momento que la gestión del patrimonio natural debía permanecer como competencia del Estado, al igual que las Fuerzas Armadas, los ríos o las costas, pero una campaña desatada desde Sevilla logró impedir tal propósito. En aquel momento Javier Castroviejo, entonces director de la Estación Biológica de Doñana (EBD), libraba un pulso de colosos con el Ministerio de Agricultura y con el Icona, en la lucha por gestionar y conservar Doñana. Con la ayuda del abogado catalán Santiago Anglada Gotor y las esperanzas puestas en su pupilo Tomás Azcárate, biólogo de la EBD que había aprobado las oposiciones a funcionario de la Delegación del Icona en Andalucía, movilizó a la opinión pública para conseguir que los padres de la Constitución acabaran por decidir que las competencias de la conservación de la naturaleza fueran cedidas a las futuras comunidades autónomas.

Se aseguraba en Sevilla que de esa manera se acabaría con el Icona y su política desastrosa hacia la conservación de la naturaleza española. Y en efecto, en Andalucía Tomás Azcárate creó la Agencia de Medio Ambiente (AMA), de nombre inspirado en su homónima norteamericana, y fue nombrado su director por el primer gobierno socialista de esa Comunidad Autónoma. La AMA fue el primer organismo de conservación de la naturaleza creado en España al margen del Icona y revolucionó el panorama oficial, pero sólo en Andalucía. En el resto de las comunidades autónomas, e incluso en parte de Andalucía, no hubo tal ruptura sino transición pacífica; quiere decir, que siguieron los mismos, como mucho con jefes de la nueva hornada.

Algunos nos dejamos llevar por el espejismo de una España libre de la barbarie del pasado y apoyamos la campaña por la descentralización de las competencias en temas de naturaleza, sin darnos cuenta que "el monstruo" era una hidra de siete cabezas. Al cabo de cinco años, donde había habido un Icona nacional omnipotente y nefasto, había 17 "Iconitas autonómicos", en algunos casos, repito, en algunos, incontrolables por los ciudadanos del movimiento conservacionista y parapetados tras los muros localistas y los intereses caciquiles.

Con las Comunidades Autónomas aumentaron vertiginosamente los altos cargos en temas de conservación y se desataron actividades relacionadas con la naturaleza, a un ritmo sin precedentes. Pero en muchos casos, por suerte no en todos, las declaraciones no pasaban del papel, fuera el Boletín Oficial, con leyes, decretos y normas sin parar, o en folletos, mapas, libros y revistas o en carteles señalizadores del tipo "Límites del Parque" o de "prohibido el paso" que inundaron la geografía española.

El conflicto en esos años no fue que los nuevos gestores autonómicos no hicieran nada o lo hicieran mal, sino que en algunos casos, e insisto en que me refiero sólo a una docena de casos de los que tengo datos, irrumpieran en el escenario esgrimiendo "el Estado de Derecho" con la pretensión de querer quedarse solos y excluir a otros sectores en la participación activa en temas de conservación. Fueron conflictos planteados desde los cargos más altos en algunos casos, hasta los agentes forestales en otros.

Esta época de transición democrática fue una buena etapa "de trabajo" para los científicos, ya que muchas de las reivindicaciones conservacionistas se solucionaban con "estudios". Eso sigue siendo aun así actualmente. ¿Que hay un problema?. Se encarga un estudio a los científicos y cuando alguien pregunta qué se está haciendo, se dice que un estudio por personas del máximo prestigio. Cuando el estudio se acaba, si es desfavorable se mete en un cajón. Dentro de este contexto, muchos científicos ejercen una doble función. Hacen el estudio que nunca verá la luz ni se aplicará, y luego pasan copia clandestina a las ONGs para que actúen e impidan que sus conclusiones sean silenciadas o ignoradas del todo.

En algunas direcciones generales, la mezcla de los viejos gestores del franquismo con los nuevos alevines de la democracia resultó explosiva. La mayoría de los primeros, ingenieros de montes, solían hablar de "mis montes" , refiriéndose a los que se les asignaban por el destino que les tocaba, como si fueran realmente "suyos". En algunos casos (repito la palabrita excluyente de los inocentes) impregnaron de este sentido de "señorito de la finca" a los segundos. Con un matiz añadido: a los viejos responsables de la gestión de la naturaleza sólo les interesaban las especies de caza y los metros cúbicos de madera y aun-

que las prácticas de control de la fauna carnívora, las roturaciones y las desecaciones fueran un grave problema, dejaban para las ONGs la lucha por la conservación de la naturaleza y nadie discutía que esa era la actividad propia que les correspondía en el reparto de papeles. Por lo menos los frentes estaban definidos y había posibilidad de combate.

Pero entre la hornada de gestores que llegó con la democracia, hubo quien añadió al sentido patrimonialista del territorio de sus colegas mayores, el interés personal que tenía por la naturaleza, ya que muchos de los que originaron estos conflictos venían incluso de las ONGs conservacionistas, y se aferraron al aspecto legal para querer ser ellos los únicos con competencias para proteger. Este exceso de celo afectó desde a ciertos directores generales a algunos jóvenes miembros de la guardería y produjo una situación curiosa: los nuevos gestores no siempre tuvieron el éxito que hubieran querido en aplicar a los infractores (maderistas, urbanizadores, alcaldes, cazadores y demás fuerzas vivas locales) las leyes conservacionistas que se habían dictado en respuesta a las presiones iniciadas por las ONGs desde finales de los años sesenta para que se protegiera la naturaleza, pero en algunos casos sí lograron aplicárselas con todo rigor a los propios miembros de esas ONGs conservacionistas que las habían promovido años antes, interpretando de forma *sui generis* los textos de las leyes. Así, se llegó a perseguir a los que recogían aves de presa heridas y las soltaban tras recuperarlas (como fue el caso de GREFA en Madrid), alegando que la Ley prohíbe "la tenencia y manipulación de especies protegidas", párrafo que los conservacionistas lucharon para que se colocara en su día pensando en no dejar ni un hueco a los traficantes.

Se cerró el paso de muchos caminos, cuyo control habían solicitado históricamente los ecologistas, pero mientras que los lugareños circulaban por ellos y campaban a sus anchas, o los cazadores cuando les tocaba una batida, a los que se logró impedir el paso fue a los conservacionistas, que comenzaron a ser perseguidos, tal y como sucedió con el FAPAS en Asturias o con Rafael Heredia en Aragón. A más de un afamado naturalista se le "prohibió" pisar el territorio que de siempre había controlado para denunciar todo tipo de fechorías, alegándose que el territorio era "zona protegida con grado de reserva integral" o cualquier otra disculpa absurda.

Esta etapa de confrontación está siendo superada en la mayoría de las CCAA y actualmente el entendimiento es mayor, pero es conveniente recordarla, para dejar claro que la legitimidad de la conservación no la da únicamente la posesión de un cargo público y lograr entender de donde vienen algunos conflictos que están todavía a medio superar. Debemos evitar que las competencias de conservación de la naturaleza se haya diluido en 17 "reinos de Taifas" peleados y herméticos entre sí, o sujetos

a los intereses parroquiales. Y deben combatirlo los propios responsables autonómicos de la gestión de la naturaleza, que saben que no podrán cumplir su misión si allende sus "fronteras" otros no la cumplen y que los procesos ecológicos no se pueden gestionar desde territorios compartimentados.

Por otra parte, resulta extraño señalar a los científicos o los conservacionistas como intrusos cuando, como hemos visto, son las administraciones públicas y sus técnicos los que han llegado con diez años de retraso a esta historia. Lo menos que cabe esperar es que vean a los conservacionistas como sus aliados naturales y nunca sus enemigos. Afortunadamente, cada vez son más los responsables de departamentos de las administraciones públicas con competencias sobre la gestión de fauna, flora y espacios protegidos, que establecen convenios y estrategias conjuntas con organizaciones no gubernamentales para intentar alcanzar objetivos de protección de la naturaleza.

Así, esta primera década del siglo XXI parece ser la de las fundaciones. No menos de una docena han entrado con fuerza en acción en España en los últimos años. Su característica principal es que son organizaciones promovidas por conservacionistas militantes que se han profesionalizado en la gestión de la naturaleza (Guillermo Palomero en la Fundación Oso Pardo, Francesc Giró en la Fundación Natura, Gerardo Báguena y la Fundación Quebrantahuesos; José María Blanc y la fundación del mismo nombre) o gestores profesionales provenientes de las administraciones y las empresas que quieren comprometerse socialmente o necesitan una organización "paralela" para captar y administrar fondos públicos o privados (Enrique Muriel y la Fundación Conservación de la Biodiversidad, Jordi Sargatal y la Fundación Territori i Paitsaje, Miguel Ángel Simón y la Fundación Gypaetus, o Luis Mariano González y la Fundación CBD-hábitat). La política de la Unión Europea, de otorgar financiación dentro del programa de proyectos LIFE a aquellas entidades que incorporen este perfil ha ayudado indudablemente a consolidar esta nueva situación.

Nunca ha habido tantos buenos profesionales ni tanto dinero para conservar la naturaleza. Sin embargo, estamos viendo que el proceso de degradación del medio y de retroceso de las especies continúa. Algo pasa. En las altas esferas de las CCAA se frena la aprobación de los planes de recuperación de las especies amenazadas, aunque en muchos casos hayan sido redactados por sus propios técnicos en aplicación de la Ley de Conservación de la Naturaleza de 1989. ¿Cómo es posible que la Ley de 1989 no se cumpla, y que encima no la cumplan las autoridades de las Comunidades Autónomas que tienen ahora las competencias en exclusiva de la gestión y la conservación de la naturaleza?, se preguntan abogados y juristas. Tal vez la década del inicio del siglo XXI no sea sólo la de las fundaciones y tenga que empezar a ser también la de los profesionales del Derecho.

Administraciones públicas contra administraciones públicas

Las guerras que se traen las CCAA con la Administración Estatal, o ésta con las primeras, serían dignas de un libro de antologías y no creo que haya que extenderse ante un fenómeno de todos conocido, ya que se airea a diario en la prensa. Quizás el mejor ejemplo en lo que se refiere a la conservación de fauna amenazada, por haber aparecido más en los periódicos, sea el conflicto existente entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Junta de Andalucía con respecto a la conservación del lince ibérico, especialmente mientras ambas entidades fueron gestionadas por diferentes partidos políticos. Dicho conflicto puede explicar buena parte de la ineficiencia y lentitud de las actuaciones públicas para conservar una especie que se sabía (como se sabe todavía) que se nos estaba extinguiendo delante de nuestras propias narices. Muchos expertos defienden que las competencias en materia de conservación de la naturaleza dejen de estar en manos de las CCAA, ya que los procesos ecológicos superan los límites de éstas y, como ocurre con las cuencas hidrográficas, en esos casos la Constitución prevé que las competencias estén en manos del Estado.

Ahora, viendo el talante del Ministerio de Medio Ambiente, donde el 90% del presupuesto destinado a Biodiversidad se destina a cosas sólo cercanas a ese objetivo, cabría pensar que la solución pasa por intentar que la última palabra en conservación la tenga un organismo supranacional, como ya reclamaba para Italia un alto cargo en uno de los primeros números de la revista Quercus, tras sus experiencias demoledoras al frente de un parque nacional italiano y el sometimiento de los intereses de la conservación de esta área protegida a los intereses locales.

Conservacionistas contra conservacionistas

Las luchas internas entre las asociaciones e incluso en el seno de las mismas, son una constante del joven movimiento asociativo de conservación de la naturaleza. Pocas organizaciones de más de quince años de antigüedad quedan en las que su dirigente fundador no haya sido defenestrado o apartado contra su voluntad de los cargos directivos. El perfil de las personas que se asocian en las organizaciones conservacionistas, que tan buenos resultados ha dado para combatir la destrucción de la naturaleza (activistas; comprometidos, exigentes, de elevado sentido crítico) se vuelve a veces contra ellos mismos, ya que ese espíritu hipercrítico se lo aplican en cuanto alguno comete el más mínimo error o, simplemente, acumula demasiado poder e información en la organización.

Esta fagocitación de personas relevantes que tuvieron el mérito de ser pioneros no sería tan negativa si tras ellos las asociaciones hubieran tenido una etapa de creci-

miento y esplendor. Pero en muchos casos, tras la ausencia del líder inicial, los que heredan la asociación pierden fuelle y han acabado por cansarse, lo que es lamentable ya que ni hacen ni dejaron hacer. Esta situación puede explicarse por la escasa tradición asociativa y democrática de nuestro país que fomenta la creación de organizaciones marcadamente personalistas, hacen que los propios creadores tengan problemas para ir delegando funciones y estableciendo un verdadero espíritu de trabajo cooperativo y "asociativo", lo que fomenta las luchas internas o el hecho de que colapse la organización una vez desaparece su *alma mater*.

Es igualmente común que las mismas organizaciones que acusan a los gobiernos de no favorecer la participación pública en la conservación de la naturaleza, carezcan de un verdadero espíritu participativo y democrático –entendidos éstos como la capacidad para lograr y gestionar acuerdos satisfactorios con varios actores con intereses diferentes, cuando no divergentes—dentro de su mismo equipo o frente a otros "usuarios" o "clientes", como es el caso de los ayuntamientos, asociaciones locales o incluso otras ONGs con intereses similares. Esto, junto con la existencia de una clara competencia por la captación de fondos y la creencia tan española de que "lo que el otro gana, yo lo pierdo" fomenta la competitividad entre "marcas" que hace que a veces primen más las siglas a las que pertenece cada cual que los objetivos comunes que les debieran unir, además de impedir el establecimiento de acuerdos creativos y constructivos entre diferentes organizaciones necesarios para la mejor conservación de una especie.

Administraciones públicas contra científicos

Cómo decíamos antes, los científicos han sido uno de los sectores sociales que se han beneficiado de la lucha conservacionista, ya que muchos conflictos generan estudios que se les encargan como paso previo por parte de los gestores para saber qué es lo que debe hacerse. Pero en ocasiones los responsables de la gestión en la administraciones públicas han entrado en conflicto con los científicos, bien por querer ellos mismos desarrollar también investigación o por sentirse acosados por los argumentos de ciertos estudios.

Los gestores metidos a investigadores suelen chocar con el espíritu crítico de los científicos profesionales, que miden el nivel de los estudios por la calidad de las revistas internacionales en los que se publican. Son muchos los científicos que consideran que su papel es el de averiguar las claves y respuestas de la problemática de conservación para que así los gestores actúen de la manera más informada y rigurosa posible. Dentro de este marco, los científicos investigarían y reflexionarían, y los gestores actuarían en consecuencia. Esta visión tiende a fomentar una barrera más o menos estanca y, sin duda,

artificial entre investigación y gestión que es reflejo de la ingenuidad y escasa experiencia política de muchos científicos, por brillantes que sean en su labor profesional.

A pesar de estas opiniones, los cierto es que muchos miembros de las administraciones públicas, cuya misión principal es la de coordinar, gestionar o vigilar los procesos de conservación de recursos naturales, tienden a querer dar salida a los numerosos datos que recogen, voluntaria o involuntariamente, y a establecer sus propias conclusiones científicas. Los debates que se entablan entonces sobre la fiabilidad de los estudios, su nivel, rigor y grado de revisión por parte de otros expertos internacionales, suelen provocar rencillas y peleas que dañan seriamente la imagen y la capacidad de actuación de uno y otros. Una vez más, muchos de estos conflictos son el fruto de posiciones más o menos cerradas o intransigentes, fruto de la dificultad para ponerse en el lugar (las actitudes, formación, intereses y visión) de la otra persona, que podrían y deberían revertirse para crear equipos y visiones integradas destinadas a lograr un fin común: la recuperación de una especie amenazada.

Conservacionistas contra científicos

Algunos líderes o voluntarios conservacionistas utilizan los medios de comunicación para atacar a los científicos que trabajan con especies amenazadas; bien porque se ha dado el caso de que ha fallecido un ejemplar de éstas en el trascurso de un estudio realizado por éstos, porque se "intuye" que algo así puede pasar o simplemente porque los resultados de los estudios realizados por éstos no favorecen la "causa" de aquéllos. Aunque los científicos sean capaces de demostrar que las muertes se han producido por la suma de hechos fortuitos o ajenos a ellos, lo cierto es que algunas personas han hecho causa de guerra contra ellos, aprovechando el eco que despierta en los periodistas el que se les pueda morir algún ejemplar a las mismas personas que intentan salvar a una especie.

Recuerdan los científicos que todos los años fallecen mucho más ejemplares de esas especies sin que los causantes directos o indirectos sean tan acosados. Del atropello de un lince en carretera no sólo es responsable el conductor anónimo imprudente, cuya identidad será difícil desvelar para ponerlo verde, sino también el que dio la orden para que dicha carretera fuera asfaltada, permitiendo el paso de vehículos a gran velocidad por el territorio de un lince, cuando fue advertido de que ello derivaría en esos atropellos. Pero no existe la misma saña contra el alcalde o director general de turno que contra el científico, tal vez porque del primero no se espera otra cosa y del segundo se piensa que es la persona en quien se depositan todas las esperanzas para que se salve el "paciente" y que, por lo tanto, no le pueden salir mal las cosas.

Esto crea agrios debates y polémicas entre ambos grupos que se acaban enquistando y dando una pésima imagen ante una opinión pública generalmente desinformada que, incapaz de distinguir entre los intereses y visiones de ambos grupos, se queda con la impresión de que los "ecologistas" no se ponen de acuerdo y lo único que hacen es pelear entre sí. Una vez más, este tipo de conflictos fomenta una sensación de angustia e incomprensión entre personas que se sienten injustamente maltratadas por el "otro bando" a pesar de "dedicarse en cuerpo y alma" a la conservación de la especie, haciendo que muchos abandonen esta tarea para dedicarse a actividades más "relajadas". Este tipo de polémicas son especialmente frecuentes en el caso de carnívoros carismáticos como son el lince ibérico, el oso pardo y el lobo, tal y como señalan Miguel Delibes y Javier Calzada, Javier Naves y Juan Carlos Blanco en sus respectivos capítulos de este libro (ver capítulos 11, 12 y 13).

Usuarios del medio natural contra conservacionistas

Las empresas y los particulares cuyas actividades, como es el caso de la caza, la pesca, el turismo, la tala de árboles o la minería, se basan en el consumo extractivo de los recursos naturales, han tendido históricamente a estar en contra de los conservacionistas por considerar *a priori* que éstos van en contra de sus intereses. Leyendo las revistas mensuales de caza o pesca es fácil detectar esta fobia hacia los conservacionistas.

Sin embargo, los cazadores o pescadores no debieran confundir a una minoría de ciudadanos que les atacan y denigran sin cuartel con el conjunto de personas que apoyan o trabajan en la conservación de la naturaleza. Aunque a la mayoría de los conservacionistas no les guste la caza, o la pesca, o los toros, son también muchos los que son conscientes del papel que juegan estas actividades económicas en el mantenimiento de los ecosistemas que se quieren proteger y muy lejos de atacar estas actividades, lo más que reclaman es que se practiquen de forma sostenible, de modo que no se acabe con la fauna cinegética salvaje ni con sus depredadores. Desgraciadamente, esta actitud más tolerante y comprensiva de muchos conservacionistas no evita que muchos cazadores o pescadores sigan viendo a la mayoría de este grupo como enemigos recalcitrantes e irreconciliables. O viceversa. También es cierto que buena parte de este conflicto entre conservacionistas y usuarios de los recursos naturales es un reflejo del viejo conflicto entre "urbanitas" y los habitantes del medio rural, respectivamente, tal y como refleja Juan Carlos Blanco en este libro (ver capítulo 11). Muchos de estos conflictos basados en prejuicios negativos, a menudo infundados, se pueden solucionar en el momento en que los miembros más recalcitrantes de ambos grupos sean

capaces de sentarse juntos en un mismo lugar físico para conversar y escucharse de una manera abierta y respetuosa.

Recientemente ha entrado en la escena conservacionista un nuevo protagonista que siempre se consideró como "el malo de la película". Como se ha dicho más arriba, el mundo empresarial comienza a reconvertirse a la causa conservacionista en los años noventa, tanto al ver que los consumidores son sensibles a esos temas, como al constatar que la competencia empieza a sacar partido a esa tendencia para diferenciar sus productos, y porque la legislación obliga a impactar menos. Sea por lo que fuera, el caso es que tras el sector de los científicos, el sector social de las ONGs y el sector de las Administraciones Públicas, en los años noventa se incorporan con fuerza al escenario de la conservación de la naturaleza y el ambiente el sector de los empresarios.

Muchos han tachado esta incorporación empresarial de oportunista, de lavado de imagen, de operación de marketing. Pero la contradicción es un problema del que la tiene. Si con una mano destruyen y con otra protegen, cada vez quedará en mayor evidencia que algo falla. Contradicciones de este tipo las tenemos todos, a mayor o menor escala. Y los que más capacidad y oportunidad tienen de hacer las cosas bien son los que las hacen mal. Algunos criticamos y denunciamos, pero luego tenemos que esperar a que los grandes destructores del entorno paren de degradarlo y ese inicio, aunque empiece por un lavado de imagen, es ya un primer paso. De hecho, la mayoría de los programas de recuperación de especies amenazadas no son más que pequeñas curas momentáneas frente a un mal mayor que deriva de unos patrones productivos y de consumo basados en la extracción y degradación insostenibles de los recursos naturales. En este sentido, puede tener mucho mayor impacto en la conservación de una especie un cambio real –que no únicamente cosmético– en la política de una gran empresa constructora, agrícola o generadora de energía que un proyecto LIFE dedicado exclusivamente a esa especie.

El papel de la ciudadanía

¿Cuál es la actitud de los ciudadanos españoles ante los esfuerzos que se han realizado o se están realizando para recuperar fauna amenazada? Se calcula que hay en España entre 150.000 y 200.000 personas que apoyan activamente a las asociaciones de conservación de la naturaleza y compran los productos editoriales que salen a quioscos relacionados con esta materia, sean revistas, fascículos, programas de TV o libros. Es

un 0,5% de la población, muy lejos de los porcentajes británicos, holandeses o alemanes, que superan o están cerca del 10%. En algún momento de la historia reciente, el interés de los españoles por la conservación de la naturaleza ha llegado a cotas mucho más alta, pero actualmente este tema ha pasado a ocupar un lugar muy secundario entre las preocupaciones y prioridades de la ciudadanía. En los hechos el español medio no es un militante por la conservación de su patrimonio natural.

Eso no quiere decir que no le interese el tema, como demuestra el auge del turismo a los parques nacionales. Aunque todos podríamos contar experiencias tremendas del comportamiento de algunos visitantes de espacios naturales, atraídos por los reclamos de la publicidad, con los que se encuentra uno por el campo. También cabe preguntarse ¿dónde están los millones de personas que veían absortos los programas de Félix Rodríguez de la Fuente?. Probablemente la responsabilidad del escaso interés de la población española por la naturaleza se deba a la ausencia de carisma en los líderes de opinión, que despierte esa simpatía que siente el pueblo español hacia la vida natural y campestre.

En claro contraste con esa actitud pasiva del grueso de la población, los medios de comunicación sí dan un protagonismo grande a los temas de la naturaleza. Secciones fijas en TV, radio y prensa diaria y una extraordinaria oferta de revistas especializadas en quioscos, así como fascículos, libros, sitios web, folletos y carteles, dan fe del entusiasmo con el que editores y periodistas acogen los temas de naturaleza. Desgraciadamente las cifras de lectores son muy bajas y muchos proyectos sucumben por el camino. Pero otros toman el relevo, de modo que llevamos 35 años, desde Félix, con un esplendor informativo sin parangón en el mundo. Y no es una frase. En pocos países del mundo hay la riqueza y calidad de productos editoriales de España en materia de naturaleza.

Sobre el nivel de calidad de estos productos podría decirse de todo. Hay un nivel alto que abunda, con profesionales especializados en los principales medios de comunicación o editoriales como Linx, Omega, Salvat, Naranco y Quercus, que han dejado el pabellón de España muy alto, y también encontramos productos de poco rigor, aunque quizás sean vez los menos. Los periodistas, ya se sabe, tienden al catastrofismo y hay quien se lo echa en cara. Pero esas mismas personas tienden a no clasificar de periodismo la labor de divulgación que elude la realidad noticiosa del momento para dar prioridad a la divulgación científica, como era la labor de Félix. Eso demuestra que coexisten todas las tendencias, incluida la de aquellos medios de comunicación y profesionales que intentan hacer ambas cosas.

En términos generales, el nivel de información de los periodistas no es bueno, por lo que habría que invertir recursos en formar a los periodistas a través de una "educa-

ción personalizada", es decir, invitándoles a visitar espacios y proyectos de la mano de los expertos, técnicos e investigadores que trabajan en los planes de recuperación de las especies amenazadas. No obstante, el esfuerzo ya se ha iniciado con la creación de gabinetes de prensa en ONG's, centros de investigación (como es el caso notorio del CSIC), consejerías, ministerios y empresas que facilitan información y documentación de buena calidad relacionada con temas de conservación a los medios de comunicación. Un ejemplo notable en este sentido, se da en la Empresa Municipal de Transportes (EMT) de la ciudad de Valencia, donde los autobuses suelen incluir cuñas informativas sobre especies amenazadas dentro sus pantallas televisivas, nutriéndose del trabajo del gabinete de comunicación de la Consejería de Territorio y Vivienda.

Esfuerzos para involucrar a la sociedad civil en la recuperación de fauna amenazada

Todas las asociaciones hacen un esfuerzo constante por vincular a la sociedad en sus campañas de conservación. Entre las que más éxito han obtenido en ese objetivo, está el Fondo para la Protección de los Animales Salvajes (FAPAS), entidad fundada en 1982 en la aldea asturiana de Poo de Llanes por el naturalista Roberto Hartasánchez. Los escasos medios con los que ha contado siempre el FAPAS demuestran que la implicación de la sociedad en temas de recuperación de fauna amenazada no es cuestión de dinero ni de grandes equipos humanos. Son más importantes las buenas ideas y la originalidad. El FAPAS, léase Roberto Hartasánchez, que es el cerebro de esta organización en la que trabajan profesionalmente una docena de personas y cuenta con un sinfín más de colaboradores, ha sabido transmitir a la sociedad la idea de la acción directa, al estilo de como lo supo hacer, aunque a otra escala y ambiente, la organización internacional Greenpeace.

Las claves de estos éxitos (FAPAS, 17.000 socios simpatizantes; Greenpeace, 75.000 socios simpatizantes, cuando el resto de asociaciones rara vez superan las 5.000 personas que les apoyan con cuotas, donativos o apoyo político) dan a atender que resulta más fácil lograr el apoyo para la realización de concretas y directas, que no para "conservación de la naturaleza" en abstracto. En el caso del FAPAS fueron dos campañas principales: una centrada en dar de comer a los buitres (1982-1986) y, cuando habían logrado hacer pasar la población de estas carroñeras en los Picos de Europa de 15 ejemplares a más de 200, otra centrada en proteger a los últimos osos de la cordillera Cantábrica y, además, con acciones muy concretas: pagar primas adicionales por los daños del oso a los pastores, plantar árboles frutales para el oso, comprar árboles viejos a los maderistas para impedir su tala,

fomentar la presencia de las colmenas y aumentar la polinización en el bosque, entre otras. En el caso de Greenpeace fueron las ballenas primero y los residuos nucleares de la fosa atlántica después, los que les dieron fama en España. Luego, acciones directas puntuales sobre temas variados, han mantenido viva la llama de aquella época heroica.

Desde las administraciones públicas ha habido continuos intentos por crear herramientas de comunicación, participación y coordinación de la sociedad civil. Una de las primeras y más destacadas fue el Comité de Participación Pública (CPP) de la Comisión Interministerial de Medio Ambiente (CIMA). Ya la CIMA, en sí misma, fue un modelo de órgano de intercomunicación entre los departamentos de la Administración Pública (entonces sólo estatal) con competencias en material de conservación de la naturaleza y el medio urbano, que en aquellos años 70 eran cerca de 30 organismos. La CIMA fue creada en 1972 (de nuevo Estocolmo) y cogió fuerza en 1977, cuando el ministro de Obras Públicas Joaquín Garrigues, del primer gobierno de Adolfo Suárez en la democracia, solicitó que pasara de Gobernación a su ministerio. Hasta la dimisión de Suárez y el golpe de Estado de Tejero (23F de 1981), la CIMA jugó un papel memorable al dar cancha en su seno a un "puesto de libre designación" de una personalidad destacada de la sociedad española en la materia. El legislador que promulgó la CIMA pensaba entonces en una persona, para que ocupara esa función: Félix Rodríguez de la Fuente. Primero él, y a partir de 1978 el periodista José Manuel de Pablos, que le sucedió en ese puesto, convirtieron a la CIMA en una caja de resonancia que hacia las veces de órgano de comunicación entre departamentos ministeriales y de éstos con la sociedad.

Con la llegada del primer Gobierno socialista, la CIMA fue potenciada y la directora general de Medio Ambiente Concha Sáenz, asesorada por Fernando González Bernáldez, cambió en los estatutos de la CIMA la facultad de designar a la persona de libre designación por la de nombrar a todo un comité de participación pública (CPP) formado por cuatro personas elegidas por representantes de toda España, los cuales eran invitados a reuniones informativas y de toma de decisiones para adoptar posturas conjuntas. Estas reuniones se celebraban cada dos o tres meses en Madrid, acudiendo a la capital con gastos pagos los portavoces elegidos de cada uno de los grupos ecologistas del Estado Español que lo solicitaran. El CPP se convirtió en una especie de asamblea permanente del movimiento ecologista. Desgraciadamente, fue clausurado, lo mismo que la CIMA, a finales de los años 80, cuando el segundo Gobierno socialista había perdido ya sus aires de renovación y el Estado se iba cerrando sobre sí mismo y sus intereses particulares.

Paralelamente numerosos programas de sensibilización, comunicación y educación han sido desarrollados en los últimos 15 años por diferentes organismos públicos y pri-

vados, en ocasiones con presupuestos millonarios, como el programa Juventud y Naturaleza que desplegó el gobierno socialista desde el Instituto de la Juventud del Ministerio de Cultura entre 1985 y 1989, dirigido por Diego García, o los programas de diferentes Obras Sociales de Cajas de Ahorro, como el desplegado por la CAM (Caja de Ahorros del Mediterráneo). Dentro de esta línea, el Estado se promovió hace ya 20 años el Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM), en Valsaín, Segovia, mientras algunas Comunidades Autónomas han realizado a escala regional experiencias similares, estableciendo sus propios centros de educación ambiental, amparados en gran medida en el interés de los políticos por financiar la construcción de edificios y centros que "puedan ser inaugurados". Desde la sociedad civil, una de las iniciativas más destacadas fue la creación de los Clubes Juveniles de Proteger y Conocer la Naturaleza (CPN), creados a partir de la revista El Cárabo y hermanados con el movimiento internacional del mismo nombre, surgido a partir de la revista francesa La Hulotte que realiza Pierre Dèom.

Ninguna de estas experiencias ha obtenido resultados a la altura de las inversiones económicas y de esfuerzo humano que han representado. Tenemos toda una generación de españoles que han pasado por estos programas, las aulas de naturaleza, las granjas-escuela, pero las vivencias que ofrecen son demasiado cortas y puntuales para que la labor fructifique adecuadamente. No obstante, el alto grado de sensibilidad de los menores de 30 años hacia los temas de conservación se debe indudablemente en gran parte a estos esfuerzos y es éste uno de los campos en los que se debería estudiar el cómo lograr aumentar la eficiencia de los programas que se diseñen con estos fines.

Sugerencias para prevenir o resolver conflictos improductivos

No es normal que grupos sociales que luchan por conservar la naturaleza, o tienen interés directo en que ésta no desaparezca, tengan tantos puntos de fricción. Tanto para superar estos conflictos como para fomentar la participación de la sociedad civil y los medios de comunicación en la conservación de fauna amenazada, los protagonistas de la conservación de la naturaleza tienen que mejorar notablemente su capacidad de comunicación interna y externa.

Los comités de participación pública fracasaron cuando sus integrantes intentaron forzar su misión, pasando de ser un órgano consultivo e informativo a un ente que tomara decisiones vinculantes. Esta especie de poder en la sombra no podía ser acep-

tado por el Gobierno, con lo que al final no se cuenta con órganos de participación ni mecanismo de comunicación y debate.

Otra asignatura pendiente por parte de los gestores públicos tiene que ver con el proceso de redacción, negociación y aprobación de los planes y los programas de recuperación de especies amenazadas. En estos casos es especialmente importante que ningún posible interesado o afectado por las actuaciones que se planifiquen quede descolgado y pueda alegar no haber sido informado, consultado o que no se le haya dado opción a expresar su opinión. Muchos de los conflictos y denuncias que saltan a la prensa tienen su origen en agravios, con frecuencia involuntarios, por parte de los técnicos que gestionan programas de conservación hacia personas que consideran que deben ser escuchadas e incluidas en los procesos de recuperación. Luego estas personas u organizaciones agraviadas magnificarán cualquier fallo que surja de las acciones ejecutadas por estos técnicos, sin admitir los argumentos expuestos por éstos, pudiendo convertirse en enemigos temibles, por pequeña e insignificante que inicialmente pudiera parecer su posición social. Para evitar estos conflictos, que la experiencia ha demostrado pueden dar al traste con cualquier proyecto por bueno y poderoso que sea, es necesario invertir tiempo y recursos en comunicación. A continuación quiero sugerir algunas herramientas de comunicación que pueden ayudar a minimizar este tipo de conflictos.

A la hora de facilitar la comunicación, el diálogo y el intercambio de ideas, experiencias y opiniones entre diferentes personas y grupos interesados directamente en la conservación de una especie, internet se destaca como una herramienta poderosa y eficiente. Para ello, se pueden establecer varias listas de correo, con diferentes niveles de acceso y temáticas, en las que se puedan comunicar todas las cuestiones acordadas previamente como contenidos de estos foros electrónicos. Dentro de este tipo de foros, se destaca el papel de un moderador encargado de ordenar y facilitar el flujo de información relevante, a la vez que de prevenir y evitar una dinámica de polémicas estériles y enfrentamientos personales irrespetuosos que hacen que muchas personas que podrían aportar ideas e información especialmente relevantes acaben borrándose de la lista de correo, cansadas de tanto insulto y ataque personal. En ocasiones, una iniciativa de este tipo requerirá contemplar que un monitor profesional trabaje durante un tiempo determinado en iniciar a personas claves en el manejo de la herramienta del correo electrónico y las listas de correo. Sin embargo, será un tiempo y un dinero bien invertidos.

Aparte de los círculos conservacionistas o científicos, resulta especialmente importante que las personas presentes en los territorios frecuentados por la fauna en peligro de

extinción apoyen y secunden la idea de proteger y conservar estas especies. Gentes de la zona en la que se mueven estas especies, como son los pastores y ganaderos, cazadores y pescadores, montañeros y excursionistas, propietarios privados de grandes fincas y ayuntamientos gestores de tierras comunales, empresarios y comerciantes, maestros y educadores, guardería y agentes, sindicatos y políticos, medios de comunicación y creadores de opinión son, entre otros, los aliados necesarios para que un territorio recupere o mantenga las condiciones ecológicas y sociales necesarias para que una especie deje de estar en peligro de extinción. Una estrategia de comunicación y sensibilización de la población local dirigida a ganar su interés y apoyo a una causa conservacionista requiere:

1. Elaborar la lista completa de las personas que pueden incidir con sus acciones de forma directa en la supervivencia de la especie que queremos proteger.

2. Detectar en cada uno de estos colectivos los problemas o conflictos que pueden generar una posición negativa o incluso beligerante hacia la especie que queremos proteger.

3. Ver si se pueden dar alternativas para paliar estos problemas; bien eliminando el motivo del conflicto o, en el caso en que esto no sea posible, buscando las compensaciones suficientes para que lo puede ser un perjuicio se transforme en un beneficio: indemnizaciones suficientes, subvenciones, mejoras gratuitas, compensaciones, o reconocimiento social, entre otros.

4. Realizar una labor de información individualizada por colectivos, y en algunos casos por personas, de manera que ningún actor clave (sea una persona o un colectivo) se sienta postergado o sin consultar, sino que, al contrario, se impliquen en los proyectos y medidas que se quieran plantear.

5. Enfatizar y asegurarse de que llegan correctamente a las personas afectadas los mensajes que explican la correlación entre beneficios económicos y conservación, tal como sucede con las primas al ganado, subvenciones, mejoras de infraestructuras o los beneficios fiscales.

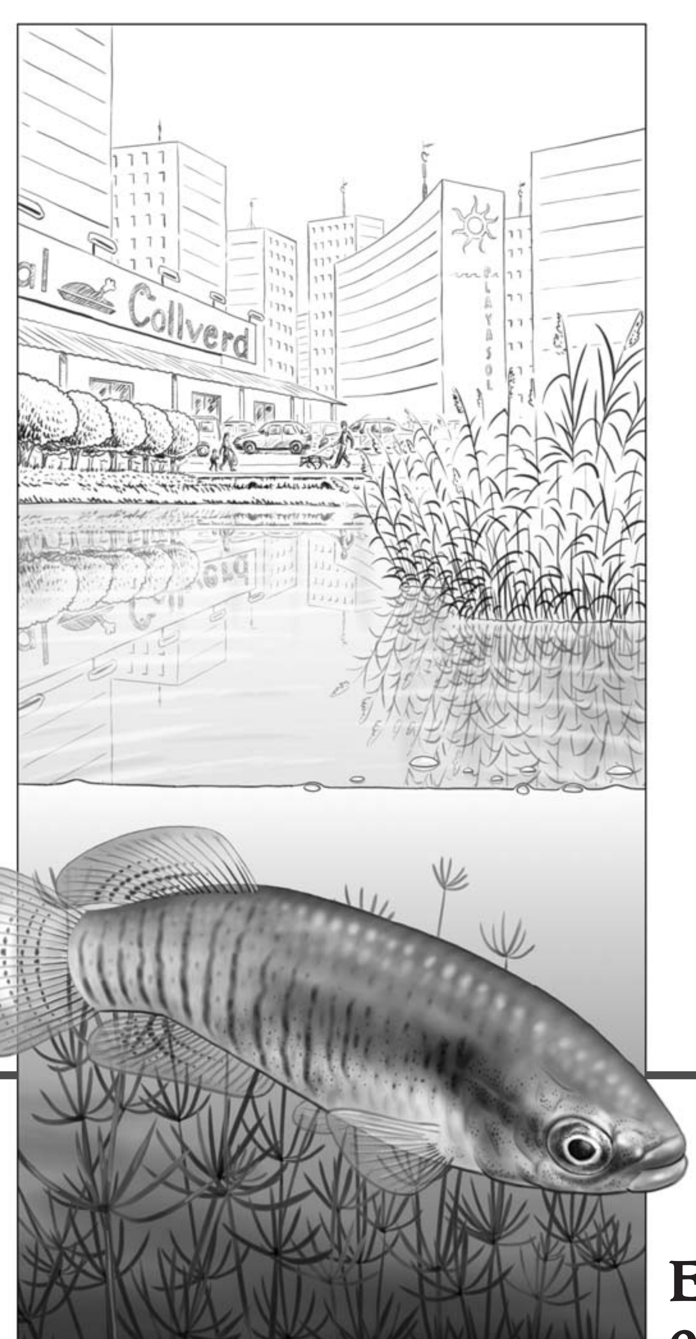
6. Estimular actitudes positivas a través del reconocimiento social y la asignación de prestigio para aquellas personas o instituciones que se comprometen en acciones que repercutan positivamente en la conservación de la especie a proteger. En este sentido, es fundamental mencionar a las entidades y personas que cooperan en los proyectos de conservación siempre que haya ocasión, tal y como sucede en declaraciones de prensa, en la sección de agradecimientos de cualquier publicación o informe relacionados con el tema. Luego hay que hacerles llegar una copia del texto en el que salen mencionados.

7. Es necesario dar protagonismo en los medios de comunicación a la población local, dirigiendo la atención de los periodistas –que acuden a nosotros buscando información y temas noticiosos– hacia esos personajes de la zona en la que se desarrolla el proyecto. Una acción sencilla y eficaz en este sentido es presentar la candidatura de personas e instituciones con las que nos relacionamos a escala local, que reúnan méritos para ello, a premios y distinciones que actualmente se convocan por doquier. Aunque no reciban el galardón, sólo el saber que les han presentado al mismo puede suponer una mejora importante de las relaciones. Incluso es sencillo que una organización, por pequeña que sea, cree ella misma esos premios, entregando aunque sólo sea un diploma acreditativo. Lo mismo se puede hacer con los medios de comunicación. Si es muy difícil lograr que todos los que lo merecen tengan su oportunidad de expresarse en los medios de comunicación convencionales, es relativamente sencillo crear una revista del proyecto en la que estos protagonistas locales puedan salir entrevistados o publicando sus ideas.

8. La creación de materiales con una identidad corporativa propia y claramente identificable, desde tarjetas de visita y papelería a objetos de regalo, tipo gorras, camisetas, calendarios o carteles, es una norma elemental en todo plan de comunicación.

9. Un elemento que se cuida poco y al que se debe de prestar mayor atención es la necesidad de comunicarse con las personas y las instituciones fuera de los momentos en los que se necesita algo de ellos, bien sea porque queremos informarles de nuestros planes bien o porque vamos a pedirles datos que necesitamos. Para ello hay que establecer mecanismos de relación con estos grupos sociales fuera de las cuestiones de trabajo, además de acordarse de ellos cuando no queremos nada en concreto, sino simplemente que sepan que les tenemos en mente mediante llamadas telefónicas para saber cómo están, felicitaciones de cumpleaños, efemérides o por Navidad; haciéndoles fotos a ellos o sus hijos cuando vamos a sus territorios y acordarnos de mandárselas; o llevando presentes a ellos y/o a sus hijos o familiares cercanos cada vez que les visitemos.

Finalmente, la adecuada comunicación dentro nuestro grupo o entidad y con otras instituciones que trabajen en los mismos temas y con las mismas personas y organizaciones resulta un elemento clave para evitar el envío de mensajes contradictorios, que dan a entender una falta de compenetración y solidaridad entre los que trabajamos para sacar adelante una misma especie. La imagen que se da en ese caso es nefasta y perjudicial para el objetivo que se dice tener: la conservación de la naturaleza.



PARTE II

Experiencias españolas

5

¿PUEDE UN PEQUEÑO PEZ MANTENERSE EN ÁREAS DE ALTO INTERÉS ECONÓMICO?

El caso del Samaruc

Pilar Risueño Mata y Paloma Mateache Sacristán

A pesar de que los peces son más abundantes y diversos que otros grupos zoológicos más "carismáticos", a menudo no despiertan el mismo interés que éstos, y quizás por este motivo durante mucho tiempo han quedado al margen de esfuerzos conservacionistas. Esta tendencia parece haber cambiado en los últimos años, aumentando el número de proyectos de investigación y gestión sobre las poblaciones ícticas, si bien en la mayoría de los casos son motivos económicos los que suscitan este creciente interés. Éste es un punto interesante sobre el que volveremos en el texto: ¿resulta más fácil conservar una especie casi desconocida, que no despierta un gran interés mediático y científico que otras ampliamente conocidas y estudiadas?. Uno de los aspectos que se resalta en casi todos los programas de recuperación es la necesidad de difundir la información y los conocimientos sobre la especie afectada. Sin embargo, el cumplimiento de ésta y otras metas se ve detenido o retrasado a menudo por la intervención de múltiples departamentos administrativos y científicos. En el caso del samaruc, el nulo interés económico ha condicionado de alguna manera la indiferencia social hacia el mismo, destacando como único aspecto positivo el hecho de que normalmente se identifica la especie con aspectos tradicionales de la Comunidad Valenciana que carecen de connotaciones políticas.

Sin embargo la dificultad principal a tener en cuenta en la gestión e intento de recuperación de esta especie es, sin duda alguna, su ámbito de distribución: los marjales litorales. Este es el otro aspecto que nos ha interesado resaltar a lo largo del texto: cuando una especie se cría en cautividad sin dificultad y en gran número, ¿cuántas poblaciones viables deben establecerse? ¿qué superficie de su área de distribución es necesario conservar?. Si se trata de un hábitat tan "apetecido" social y económicamente como el litoral valenciano, ¿qué superficie mínima es necesario conservar?.

Aspectos biológicos

Ecología de la especie

El Samaruc (*Valencia hispanica*) es un pez ciprinodóntido de pequeño tamaño (4-8 cm), que se alimenta fundamentalmente de pequeños invertebrados acuáticos, crustáceos, larvas de insectos, e incluso moluscos, aunque no desdeñan cualquier otro tipo de alimento. En general, su dieta depende de las oportunidades que ofrezca el hábitat.

V. hispanica ha sido considerada como una especie que soporta amplios rangos de salinidad (Sanz 1985), pero también se le ha otorgado la calificación de estenohalina (Van der Zee 1984). De hecho, habita aguas poco salinas en humedales costeros, surgencias de agua o "ullals" y canales de riego. Salvo rarísimas excepciones, no se la encuentra en hábitats hiperhalinos como las salinas costeras, donde sí es común la presencia del otro ciprinodóntido endémico, el fartet (*Aphanius iberus*). Parece existir una diferente estrategia entre las dos especies, *Valencia hispanica* y *Aphanius iberus,* a la hora de enfrentarse con *Gambusia holbroocki*, un competidor introducido, habiéndose recluido el fartet en las aguas más saladas, donde la gambusia no puede soportar la hiperhalinidad y el samaruc en las zonas de aguas más dulces, colonizables por la gambusia, pero en las que todavía existen pequeños reductos no invadidos por ella.

Los samarucs prefieren lugares con abundante vegetación subacuática y escasa corriente, por lo que es frecuente encontrarlos en las zonas de aguas remansadas, escondidos entre la vegetación o la materia acumulada en el fondo. Parece existir una preferencia por distintos tipos de hábitats según la edad, siendo común hallar a los alevines y juveniles en lugares de muy escasa profundidad, más abiertos y con vegetación no muy abundante, donde las aguas adquieren una mayor temperatura debido a la mayor insolación, mientras que los adultos se refugian en aguas más profundas y con mayor cobertura vegetal.

Distribución y abundancia históricas y actuales.

Hace algunas décadas la presencia de *Valencia hispanica* en la franja litoral mediterránea podría considerarse amplia, sin embargo actualmente al margen de las poblaciones de la Comunidad Valenciana sólo podemos considerar la existencia de la población de la Laguna de Santes Creus (Tarragona) y el núcleo poblacional creado en el Delta del Ebro a partir de ejemplares criados en cautividad y destinados a ser reintroducidos dentro del parque natural del mismo nombre. En la Comunidad Valenciana, el área de dis-

tribución de esta especie ha sufrido un patente retroceso en las últimas décadas, el cual ha ido acompañado de un declive de los efectivos de sus poblaciones silvestres.

Valencia hispanica ocupaba hasta casi mediados del presente siglo, la práctica totalidad de humedales litorales situados entre Vinaroz y el Marjal de Oliva-Pego. Más al sur de este marjal no existen actualmente poblaciones comprobadas de samaruc. No obstante, cabe mencionar dos referencias en el litoral de la cuenca del Segura publicadas por Ota Oliva (1965) y Elvira (1990). Esta última cita hace mención a dos ejemplares depositados en el Museo Nacional de Ciencias Naturales y etiquetados como provenientes del Mar Menor (Murcia). Sin embargo, todas estas zonas han sido prospectadas en los últimos años, habiéndose localizado la especie únicamente en las siguientes localidades: Marjal de Peñíscola y Prat de Cabanes-Torreblanca en la provincia de Castellón; Marjal *dels Moros* (Puzol-Sagunto), surgencias de agua o *ullals* de las marjalerías del Parque Natural de la Albufera y nacimiento y cauce del río Verde en la provincia de Valencia; y Marjal de Oliva-Pego en el límite de las provincias de Valencia y Alicante.

En el resto de localidades, bien ha desaparecido la especie porque las condiciones del medio han variado (caso de muchos marjales litorales), se trata de citas poco fiables (caso del río Serpis), o simplemente se ha producido una destrucción total del hábitat como sucede en el antiguo marjal de Albuixech, aterrado a principios de la década de los noventa y donde tuvieron que ser rescatados centenares de ejemplares para ser trasladados a un centro de cría en cautividad.

Amenazas y causas de disminución poblacional

Los factores que, tradicionalmente, se han considerado como causantes del declive de las poblaciones naturales del samaruc son los siguientes:

1. La pérdida de hábitat debida al proceso destructivo de los humedales litorales incentivado por intereses agrícolas en un primer momento, y urbanísticos más tarde, coincide con el retroceso de las poblaciones. Igualmente puede considerarse como una destrucción de su hábitat la desaparición de aguas libres por invasión de carrizo y otras especies palustres, debido a la falta de gestión de los humedales. La colmatación de humedales es un proceso natural, al igual que la aparición de otros nuevos. Las actuaciones humanas, particularmente las que modifican los niveles freáticos, alteran estos procesos naturales, de forma que no dan tiempo a que las especies se adapten a las nuevas circunstancias del medio. Esto viene a justificar la necesidad de gestionar los humedales.

2. La contaminación de las aguas continentales por residuos agrícolas, urbanísticos e industriales que indirectamente suponen una destrucción del hábitat al incapacitarlo para albergar determinadas formas de vida, especialmente aquéllas con requerimientos muy estrictos en cuanto a calidad de agua.

3. La sobreexplotación de acuíferos, que determina la desecación de numerosas porciones de sus hábitats y el agotamiento de surgencias de agua.

4. La introducción de especies exóticas como la gambusia (*Gambusia holbroocki*), black-bass o perca americana (*Micropterus salmoides*), perca sol (*Lepomis gibbosus*), carpa (*Cyprinus carpio*) y carpín dorado (*Carassius auratus*). Estas especies están presentes en la mayoría de hábitats naturales de samaruc. Algunas de ellas constituyen excelentes competidores por todo tipo de recursos, desde tróficos hasta espaciales –caso de la gambusia–, mientras que en otros casos, como en el de la carpa, es su capacidad destructora global del hábitat la que perjudica gravemente al samaruc.

5. La captura y extracción de samarucs por parte de coleccionistas no parece haber entrañado un riesgo importante para la supervivencia de las poblaciones. Sin embargo, sí existe el riesgo del traslado incontrolado de especimenes, lo que ha llevado en ocasiones a catalogar como poblaciones naturales algunas originadas a partir de reintroducciones de particulares.

Integración de la investigación y la gestión

Interacción entre el samaruc y la gambusia

Resulta razonable que cualquier plan de recuperación del samaruc ha de basarse en un entendimiento claro y suficiente del efecto de la gambusia en la dinámica poblacional de esta especie autóctona, ya que su introducción ha sido considerada habitualmente como una de las principales causas del declive de las poblaciones naturales del ciprinodóntido levantino.

Además de las experiencias llevadas a cabo en el Centro de Investigación Piscícola de El Palmar (CIPEP), en las que se ha introducido gambusia experimentalmente en las balsas de cría, observándose una disminución de la producción de alevines por hembra superior al 20%, se han puesto en marcha proyectos de investigación de carácter externo para confirmar estas premisas. En este sentido se desarrolló un proyecto de investigación que coordinaba muestreos de campo y experimentación en laboratorio. Los primeros tenían como objeto determinar los patrones biológicos en condiciones

naturales del samaruc, prestando particular atención a la ecología trófica; mientras que la experimentación en condiciones de cautividad pretendía obtener una visión global de las interacciones comportamentales entre las dos especies. Este trabajo se llevó a cabo merced a un convenio entre la Consellería de Medio Ambiente de la Geberalitat Valenciana y el Departamento de Ecología Evolutiva del Museo Nacional de Ciencias Naturales (Lobón-Cerviá 1998).

Las conclusiones principales de este último estudio fueron las siguientes:

1. La importancia de los posibles fenómenos de competencia trófica con la gambusia no parece muy grande, aunque serían necesarias nuevas experiencias para estimar su verdadero alcance.

2. La presencia de gambusia provoca moderadas alteraciones en los patrones de comportamiento de los adultos de la especie autóctona.

3. Los datos de la dieta de la gambusia y los resultados de los experimentos de interacción entre adultos y juveniles corroboran la capacidad predadora de alevines por parte de la gambusia, lo cual viene a sugerir que la interacción de mayor efecto global entre gambusia y samaruc es la depredación de los juveniles.

En consecuencia, y como recomendación de gestión derivada del estudio, se ha de intentar evitar la presencia de gambusia en las localidades de samaruc, erradicándola si es posible e impidiendo su acceso a las zonas que aún no ocupa. Sin embargo, debido a la dificultad de ejecutar con éxito estas medidas, se recomienda ofrecer gran diversidad de hábitats dentro de las áreas de reserva para que algunos de estos hábitats actúen como refugios de los juveniles de samaruc si la gambusia llegara a invadir estas zonas.

Evaluación de factores genéticos

Teniendo en cuenta la drástica regresión sufrida por las poblaciones de ciprinodóntidos nativos en las últimas décadas, se desarrolló otra línea de investigación destinada a identificar una posible "causa genética" a la falta de adaptación al medio de la especie por factores genéticos. En el caso concreto del samaruc, se trabajó en las siguientes cuestiones: conocimiento de la realidad genética de la especie; determinación de la posible existencia de taxones subespecíficos; planificación de la ubicación de las áreas de reserva en función de las unidades evolutivas identificadas mediante estudios genéticos; y planificación de los programas de cría en cautividad y reintroducción para que tuvieran en cuenta los factores previos.

Se analizaron ejemplares de gran parte de las zonas en que era conocida la presencia de la especie y en las que era posible obtener el número suficiente de ejemplares para realizar los análisis (en torno a 30 por localidad). De hecho, se analizaron un total de 155 ejemplares de samaruc correspondientes a distintas zonas de su área de distribución natural en la Comunidad Valenciana (Fernández-Pedrosa 1997). Como marcador genético se utilizó el DNA mitocondrial, obteniéndose las siguientes conclusiones. En primer lugar, *Valencia hispanica* presenta tres grupos de haplotipos más o menos diferenciados: uno propio de las poblaciones de Oliva-Pego y l'Albufera y otros dos grupos que se encuentran más relacionados entre sí evolutivamente hablando. Gracias a esta información se definieron tres Unidades Evolutivas Significativas o ESUs (*Evolutionary Significant Unit*, Ryder, 1986): una correspondiente a las poblaciones de Oliva-Pego y l'Albufera y otras dos correspondientes a las poblaciones de Albuixech y Peñíscola. Además se planteó la posibilidad de que en el caso de la primera ESU, cada uno de sus núcleos poblacionales (l'Albufera y Pego-Oliva), fuera considerado como una Unidad de Manejo o MU (*Manegement unit*) distinta. Por otra parte, las estimas de variabilidad genética intrapoblacional determinaron la no existencia de riesgos genéticos de extinción en cada población. De hecho, la especie presenta valores de variabilidad genética similares a los de especies no amenazadas.

En consecuencia, la recomendación de los investigadores fue la siguiente: para garantizar el mantenimiento de la mayor parte de acervo genético posible, así como las rutas evolutivas que pudiera seguir cada población separada, habrá que tener en cuenta que las poblaciones incluidas en cada ESU (e incluso las de cada MU) pueden ser manejadas conjuntamente pero independientemente de las de las otras ESUs, evitando así la mezcla de individuos procedentes de distintas ESUs o MUs.

Aspectos organizativos y acciones de conservación

Las acciones realizadas para la recuperación del samaruc no han estado incluidas dentro de un plan de recuperación legalmente aprobado. Estas medidas, por tanto, no han respondido tanto imperativo legal procedente de un documento de este tipo (si bien, sí es un imperativo legal la toma de medidas para la protección de la especie), sino a un interés autoorganizativo de la propia Consellería de Medio Ambiente que ha dado lugar a un "plan de acción" interno, aunque no haya tenido carácter reglamentario. Este plan de acción fue ejecutado fundamentalmente gracias a la concesión del Proyecto LIFE-Naturaleza "Creación de una red de reservas para el samaruc en la Comunidad Valenciana" (1992-1997).

Independientemente de los beneficios indirectos del proyecto LIFE, que han sido numerosos (constitución de un equipo especializado en temas piscícolas, adecuación de un centro de investigación en temas de flora y fauna acuáticas, etc.), las medidas que han constituido la base de este proyecto, han sido básicamente las mismas líneas prioritarias de actuación incluidas en el primer borrador del plan de recuperación del samaruc redactado en 1992 (Planelles 1992), tal y como se describen a continuación.

Acciones de restauración y recreación de hábitats: creación de una red de áreas de reserva para el samaruc

Cuando se planteó constituir una red de reservas para el samaruc en los inicios del proyecto LIFE, en primer lugar se incorporaron a la misma todas las zonas con presencia actual de la especie, delimitando en lo posible el área de distribución actual: Marjales de Peñíscola, Cabanes-Torreblanca, Sagunto-Puzol y Oliva-Pego, junto con las surgencias del Parque Natural de L´Albufera y el río Verde.

En principio, se consideró insuficiente esta red debido a la poca extensión de la misma, baja densidad de ejemplares en la mayoría de las poblaciones y a que existía una clara falta de control en estos sitios de posibles actuaciones perjudiciales para la especie. A pesar de las medidas legales de protección –declaración de los Parques Naturales de L'Albufera, Prat de Cabanes y Marjal de Pego-Oliva–, no existen planes de gestión para estas zonas o en los existentes no se toman en consideración las medidas necesarias para la protección efectiva del samaruc. La situación es todavía peor en el resto de las zonas que no cuentan con ninguna protección legal.

Se estimó por tanto necesaria su ampliación y en primer lugar se estudiaron posibles lugares adecuados dentro del área de distribución potencial y que podían ser controlados por la Consellería. Se seleccionaron zonas húmedas en las cuales solamente era necesario llevar a cabo un proceso de *regeneración* para adaptarlas a las necesidades de las especies a proteger. Sin embargo, surgieron una serie de problemas como la competencia con especies exóticas ya presentes en estos lugares y que, a pesar de los esfuerzos empleados, resultaron totalmente imposibles de erradicar. Por esta causa, se consideró necesario probar, como contraste, con zonas totalmente *recreadas*, obteniéndose resultados mucho más satisfactorios, ya que en la mayoría de estas zonas se ha comprobado la adaptación y reproducción de la especie después de las reintroducciones.

Programa de cría en cautividad

Dada la situación de esta especie basada en una pequeña área de distribución actual, poblaciones poco abundantes y una fuerte degradación de su medio natural, consideramos que cualquier medida de conservación *in situ* debe estar apoyada por un programa de cría en cautividad que garantice la existencia de suficientes ejemplares para llevar a cabo reintroducciones o reforzamientos de poblaciones cuando sea necesario, y que permita experimentar aspectos relacionados con la conservación del samaruc sin afectar a las poblaciones naturales.

Basándose en los criterios de mantenimiento de los contenidos genéticos de cada ESU, descritos más arriba, se han llevado a cabo programas de cría en cautividad de todas y cada una de las poblaciones de samaruc conocidas en la Comunidad Valenciana, si bien con distintos grados de intensidad en función de la amenaza de la población en el medio natural.

En principio las alteraciones debidas a los procesos de cría en cautividad se reflejan en un descenso de la variabilidad genética, de manera que se produce un declive en el nivel medio de heterocigosidad, efectos que son debidos básicamente a la "deriva genética" (pérdida al azar de algunos genes en poblaciones pequeñas) y a la endogamia (*inbreeding*) que favorece la aparición de individuos homocigotos. Los peces criados bajo condiciones artificiales corren el riesgo de perder su capacidad adaptativa. Para evitar estos efectos indeseables de la cría en cautividad, se pueden adoptar diferentes medidas correctoras En primer lugar, el método más sencillo consiste en la utilización de un elevado número de ejemplares en la fundación de poblaciones en cautividad, algo no siempre fácil de hacer si se tiene en cuenta que se trabaja con especies raras o amenazadas, que, en cualquier caso, son escasas. Otro sistema es la incorporación periódica de material genético nuevo a la población cautiva (machos o hembras silvestres). Ésta ha sido la técnica llevada a cabo en las instalaciones de cría en cautividad del CIPEP de la Consellería de Medio Ambiente.

En total son ya más de 200.000 ejemplares de *Valencia hispanica* los criados en condiciones de cautividad, habiéndose pasado de una producción inicial de 300 ejemplares a principios de la década de los noventa cuando se inició el programa de cría, a una producción media en torno a los 25.000 ejemplares anuales.

Programa de reintroducción

Al margen de los programas de refuerzo (*restocking*) de las poblaciones naturales que se encontraban más deterioradas (v.g. Marjal de Oliva-Pego, Prat de Cabanes y Ullals

de la Albufera), las reintroducciones de ejemplares en las áreas de reserva de nueva creación se han llevado a cabo teniendo en cuenta los diferentes grupos genéticos, de manera que en cada reserva se han reintroducido los ejemplares correspondientes a la ESU más próxima. Este programa de reintroducción se realiza de manera periódica en los meses de octubre y noviembre una vez finalizado el proceso reproductor de la especie, utilizándose ejemplares nacidos durante ese mismo año que alcanzarán la madurez sexual en primavera y empezarán a formar nuevos núcleos poblacionales en el medio natural.

Mediante este método se han reintroducido más de 125.000 ejemplares en las áreas de reserva creadas desde que se inició el proyecto LIFE a principios de la década de los noventa hasta la actualidad. En cuanto a los reforzamientos en las poblaciones naturales con presencia de la especie, se llevan a cabo de manera periódica en función de los resultados de las prospecciones. Por otra parte, recientemente se ha iniciado la reintroducción de ejemplares en localidades históricas de las que ha desaparecido la especie. Los resultados de estas reintroducciones están todavía pendientes de evaluación.

Según las últimas prospecciones, las reintroducciones que mejor han funcionado han sido, por una parte las realizadas en el área de reserva de nueva creación del marjal *dels Moros* en Sagunto, donde la especie se reproduce sin ningún tipo de problema y se ha adaptado perfectamente al medio (cabe señalar que se trata de la única zona de reserva donde todavía no se ha detectado gambusia), y, por otra parte, las realizadas en las surgencias del Parque de la Albufera y en el nacimiento del río Bullent en el marjal de Oliva. En ambos casos se trata de zonas con afloramientos de agua que mantienen unas características físico-químicas prácticamente constantes a lo largo de todo el año. Estas condiciones de estabilidad parecen ser determinantes para la presencia de la especie.

Programa de sensibilización y educación ambiental

Es generalmente aceptado que el éxito de cualquier proyecto de conservación es prácticamente imposible sin el apoyo de la sociedad. De hecho, una de las premisas a tener en cuenta es contar, desde el inicio, con el apoyo de los sectores más directamente implicados o afectados por las actuaciones englobadas en el Plan de Recuperación.

Las vías de difusión de los objetivos del proyecto pueden ser variadas y, evidentemente, han de adaptarse a cada caso concreto. Las campañas de prensa, tanto en revistas de divulgación de temas relacionados con la naturaleza (no revistas científi-

cas especializadas que requieren un tratamiento aparte y son recomendables para dar a conocer a la comunidad científica el trabajo realizado), como en medios locales de prensa, suelen rendir buenos resultados en cuanto a la difusión de los objetivos que se pretenden conseguir y para dar a conocer que muy cerca de sus hogares, a veces tan sólo a unos centenares de metros, existe un patrimonio natural de gran valor y, sobre todo, único. Durante los inicios del proyecto LIFE se llevaron a cabo campañas de prensa de manera intensiva. En la actualidad son los propios medios de comunicación los que se sienten atraídos hacía cualquier tipo de noticia que haga referencia a la especie.

Otro aspecto a tener en cuenta es la educación ambiental en el ámbito escolar. En el caso concreto de la campaña educativa asociada al componente de creación de una red de áreas de reserva para el samaruc, se realizó el diseño y la edición de material educativo específico. Por otra parte, se buscó a través de los Ayuntamientos la participación de los colegios de los municipios más directamente afectados por las actuaciones del proyecto o, de aquellos más cercanos a las áreas con reductos poblacionales de la especie. Más de 3.000 niños han participado en el desarrollo de esta campaña por parte de la Generalitat Valenciana. Por otra parte, en la actualidad se mantiene un programa periódico de visitas al CIPEP y al área de reserva de Algemesí.

Recientemente se ha llevado a cabo una encuesta en centros de enseñanza secundaria para intentar evaluar el conocimiento que tienen los estudiantes sobre la especie. En términos generales, podemos decir que existe un amplio desconocimiento de la especie, ya que, a pesar de que en la mayoría de libros de texto se menciona al samaruc como endemismo de la Comunidad Valenciana, son los profesores los que seleccionan las partes del temario que consideran más importantes, y habitualmente los temas relacionados con la biodiversidad no forman parte de los contenidos que se les exigen a los alumnos. Sin embargo, de las diez especies que se proponía evaluar según el "grado" de peligro de extinción, el samaruc se sitúa en tercer lugar, sólo por debajo del águila perdicera y la focha cornuda.

Por último, cabe señalar que se ha editado un vídeo-documental que recoge las principales acciones llevadas a cabo durante la ejecución del proyecto LIFE de creación de una red de áreas de reserva para el samaruc en la Comunidad Valenciana. Este video se editó coincidiendo con el final del proyecto (1997), y se distribuyó entre la mayoría de instituciones implicadas, de alguna manera, en el programa de conservación. Asimismo, se han repartido copias de este documental a todos los grupos de escolares que visitan en CIPEP.

Planeamiento y organización de la recuperación

El Plan de Recuperación del Samaruc en la Comunidad Valenciana ha sido recientemente aprobado por el Consell de la Generalitat Valenciana en diciembre de 2004. Este plan, así como los planes de acción internos y el inicial presentado a la Comisión Europea para su financiación con fondos LIFE, fueron elaborados por técnicos de la Consellería de Medio Ambiente, actualmente de Territorio y Vivienda. Es importante resaltar que el documento inicialmente elaborado no ha sufrido ninguna modificación a instancias "políticas" y los únicos cambios producidos en el mismo han sido resultado de las alegaciones presentadas por grupos interesados durante el proceso de audiencia (ver página 62). Hubiera resultado interesante implicar a los equipos de investigación en su elaboración y seguimiento. Sin embargo, la inexistencia de grupos de investigación interesados en la conservación del samaruc en los centros de investigación valencianos y la ausencia de fondos para ello ha sido la causante de su no intervención. Por las mismas razones, la institución líder del proyecto en este caso concreto siempre ha sido la Generalitat Valenciana, a través de la Consellería. Y no sólo la líder, sino la única, ya que jamás la Administración estatal se ha interesado en el proceso.

El equipo de trabajo responsable del proyecto tiene una estructura muy simple y ninguna multidisciplinaridad, está formado por personal técnico y laboral del CIPEP situado en l'Albufera de Valencia con el apoyo y asesoramiento del personal técnico del Servicio de Conservación de la Biodiversidad de la Consellería de Medio Ambiente. Esto supone una gran ventaja a la hora de la toma de decisiones y evitar papeleos innecesarios. Evidentemente, la simplicidad y mínima composición del equipo es ventajosa en el sentido de facilitar la toma de decisiones. Otra cosa sería que el plan estuviera mejor o peor elaborado. En todo caso, se trata de una receta difícilmente exportable, ya que en la mayoría de las especies "en peligro" pasa lo contrario que con el samaruc: hay varios equipos de investigación y varias administraciones implicadas y todo el mundo tiene algo que decir.

Relaciones con la sociedad

Si bien no se trata de una especie muy llamativa, tiene la ventaja de su endemicidad y su nombre que parece condicionar una simpatía hacia ella. Existe además, una consideración subjetiva de la especie que la liga al entorno socio-cultural de la Albufera. Es decir, se relaciona la palabra samaruc de forma directa con la Albufera y todo lo que este entorno significa para la Comunidad Valenciana. Sin embargo, ya hemos comen-

tado que, en general, parece que existe una indiferencia social importante respecto a su conservación. Lo habitual es una simpatía hacia el tema siempre que no haya una afección personal.

Se ha conseguido una fuerte valorización de esta especie entre funcionarios y políticos de la Consellería, Ministerio de Medio Ambiente y Comisión Europea, ayuntamientos de los términos en los que se localizan los peces y población escolar de estas mismas zonas. Sin embargo, esta valoración no está generalizada en la sociedad valenciana y, aún menos, en la española, que ni siquiera conoce el problema. Las campañas de educación y sensibilización tienen mucho efecto cuando se produce un trato personal a través de monitores especializados, visitas a localidades o la participación en campañas concretas. Estas acciones personalizadas se ha dirigido mayoritariamente a la población escolar, pero poco a nivel general, dejando de lado a determinados colectivos en los que priman fundamentalmente intereses económicos que pueden verse perjudicados. Evidentemente, el escolar es el sector más organizado, asequible y "permeable" a este tipo de campañas. Igualmente, se detecta un interés entre políticos y funcionarios locales que ven en la especie una forma de atracción turístico-recreativa y una vía para conseguir fondos europeos.

Los propietarios de las zonas húmedas constituyen la población más afectada por cualquier medida de conservación. En general se trata de agricultores, cuya actitud hacia la especie es indiferente siempre que su protección no les ocasione ninguna limitación. Cualquier normativa que implique una restricción de usos, sin compensación económica, será muy mal aceptada por estos grupos. Igualmente sucede con cualquier protección *per se*, ya que a largo plazo supone la pérdida de valor del terreno por pérdida de expectativas de urbanización o transformación a cítricos. Hay que tener en cuenta que, en ausencia de una protección específica, todo el suelo es "potencialmente urbanizable". La utilización "protagonista" de determinadas especies a la hora de frenar proyectos especulativos ha redundado en una "culpabilización" de la especie. Durante los últimos años, se ha modificado esta actitud, pero algunas veces la imagen de la especie ha quedado dañada.

Como ejemplo de los intereses económicos en juego, podemos comentar con más detalle tres casos bien diferentes. En el caso del marjal de Peñíscola se planteaba un duro conflicto entre la existencia de un suelo clasificado como "urbano" por sentencia del Tribunal Superior de Justicia de la Comunidad Valenciana, y por tanto asociado a expectativas económicas muy fuertes, y la presencia de una especie "estrictamente protegida" y cuyo hábitat, de acuerdo con la Ley 4/89, no podía destruirse. El con-

flicto obligó a la adquisición de los terrenos por parte de la Generalitat una vez aprobado el Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad, lo que implicaba su recalificación urbanística. En el marjal de Xeresa, se trataba de una simple expectativa, ya que el suelo estaba clasificado como "no urbanizable protegido". Esto no era óbice para que periódicamente se intentase desarrollar un campo de golf en la zona. La aprobación del citado Catálogo pareció dar al traste con tales expectativas. En cuanto al marjal de Pego-Oliva, a pesar de haber sido declarado como parque natural, las actuaciones desarrolladas en la zona por parte del Ayuntamiento de Pego, dejan entrever un interés especulativo superior al del mantenimiento de unos cultivos agrícolas difícilmente rentables en el área. El alcalde de Pego, no renovado en el cargo, se enfrenta en la actualidad a varios procesos judiciales por este motivo. Sin embargo la impunidad con que actuó mientras estuvo en el cargo hace temer que no existe ninguna salvaguarda legal para ningún "hábitat".

En cuanto a participación activa de sectores tradicionalmente ajenos a la conservación, sólo puede mencionarse a algunas empresas que consideran interesante tener algún charquito con peces por motivos de "imagen". La atención de los medios de comunicación suele ser muy buena. De entre las noticias que periódicamente el gabinete de prensa envía a los diferentes medios de comunicación, se trata de uno de los temas que obtiene mayor respuesta y atención. Igualmente, a iniciativa suya, se realizan numerosos reportajes. Quizás esta actitud venga condicionada por la posibilidad de utilizar unas instalaciones (el CIPEP) y un equipo técnico gratuitamente; pero, aún así, resulta un tema mucho más atractivo para los medios que la mayoría en los que trabaja la Consellería. La escasa respuesta social a esta atención mediática puede deberse al escaso interés social por los programas de naturaleza y medio ambiente, que, si acaso, se utilizan como "telón de fondo" en horas de "relax familiar", pero cuyos contenidos apenas se escuchan.

Lecciones aprendidas

Investigación

Las líneas de investigación mencionadas en el texto se realizaron como parte del proyecto LIFE y no han tenido continuidad una vez éste concluyó, en parte por la inexistencia de investigadores en las universidades de la Comunidad Valenciana interesados en el tema y en parte por la escasez de presupuestos asignados a investigación. Por tanto, existe claramente una ausencia de seguimiento científico de las actuaciones de conser-

vación y gestión de la Consellería. En este sentido, parece conveniente conseguir la implicación de algún departamento universitario valenciano en el plan de recuperación.

Por otra parte y desde un punto de vista exclusivamente de conservación, nos podemos cuestionar la utilidad de la investigación genética y sobre todo de las recomendaciones de manejo aportadas por los especialistas. En este momento, y dada la situación del samaruc, la especie depende en gran medida de la cría en cautividad y continuamente se realizan repoblaciones de refuerzo de las poblaciones existentes respetando las diferentes líneas genéticas. Sin embargo, ¿qué garantía podemos tener de que tras 10 o más generaciones reproducidas en cautividad y procedentes lógicamente de una población original de pequeño tamaño, las características genéticas de esta línea hayan mantenido las de la población original? Respecto a este tema, no hay seguimiento ni recomendaciones de actuación. Otra cuestión sería también la relevancia para la conservación del mantenimiento de estas diferentes ESU: ¿Qué pasa cuando las poblaciones en libertad o las localidades de origen de algunas de estas ESU desaparecen? ¿Tiene interés o relevancia mantener estas líneas en cautividad? ¿Es necesario adecuar otras localidades para ellas?. Lo que sí parece claro es que nadie puede ser capaz de garantizar que estas líneas algún día vayan a evolucionar hacia especies o subespecies diferentes y que para conseguir una mayor adaptación a las condiciones fluctuantes del medio (desde la resistencia frente a la competencia de la gambusia hasta diferentes condiciones fisicoquímicas del mismo) cuanto mayor sea la variabilidad genética a disposición de la especie, mejor. Y esta mayor variabilidad genética, ¿se consigue mejor manteniendo las ESU aisladas o mezclándolas? ¿Existe en la actualidad suficiente información para determinar estos aspectos?. ¿Qué queremos: incrementar la diversidad genética intragrupal o entre ESUS?

Respecto a la investigación ecológica, no existe una evidencia sólida de que la gambusia sea una amenaza real para la supervivencia de la especie, aparte de estar claramente comprobada su predación sobre puestas y alevines de samaruc. Así, parecería que la única justificación del desplazamiento de las poblaciones de samaruc por parte de la gambusia es la alta tasa de reproducción de la especie alóctona y su mejor adaptación frente a las condiciones adversas del medio. Las recomendaciones de los científicos son o casi inviables (evitar la entrada o eliminar la gambusia), o poco concretas. En todo caso, esta línea sí parece importante para la conservación y probablemente sea necesario profundizar en la misma en el sentido de conseguir que el samaruc sea más "hábil" para competir frente a la gambusia; bien modificando el medio, bien seleccionando genéticamente a la especie, si ello fuese posible.

Gestión

Las dos características principales que marcan la gestión de esta especie son su facilidad de cría y su dificultad de muestreo. Esto ocasiona que aunque parezca difícil de creer, después de tantos años trabajando con el samaruc, desconozcamos la efectividad en términos cuantitativos, e incluso en ocasiones cualitativos, de muchas de las reintroducciones o reforzamiento de poblaciones efectuadas. La mayoría de las localidades con presencia de samaruc en la actualidad resultan muy difíciles de muestrear debido a sus características de profundidad y vegetación, entre otros.

Por el contrario, en lo que hace referencia a los conocimientos adquiridos sobre la especie en los últimos diez años, en algunos aspectos hemos avanzado notablemente. Actualmente tenemos un completo control de los procesos reproductores en condiciones de cautividad, por lo que la extinción de la especie está prácticamente descartada. También sabemos que no existen problemas de falta de variabilidad genética en las poblaciones naturales.

Sabemos que las medidas de protección del samaruc en su medio son impopulares, difíciles de aplicar y que no se abordan desde los grandes planes de protección de zonas húmedas o parques naturales. Desconocemos además si la aplicación de estas medidas podría frenar el proceso de reducción de sus poblaciones naturales. Sólo la adquisición y gestión de terrenos o la creación *de novo* de zonas especiales se ha mostrado efectiva para garantizar su conservación en el medio natural. No tenemos suficiente experiencia sobre sus posibilidades de expansión en zonas de donde ha desaparecido y que no están bajo total control de la Consellería.

En resumen, puede decirse que hasta la fecha se ha actuado con mucho miedo, dada la carencia de conocimientos y experiencia, además del riesgo de extinción de la especie. Sin embargo, una vez controlado éste, estamos en condiciones de empezar una nueva etapa más "valiente", en la que se realicen reintroducciones lo más masivas posible en zonas no totalmente controladas, se evalúe su resultado para identificar las condiciones del medio y las actuaciones humanas que conllevan el éxito o fracaso de las mismas.

Planeamiento

Respecto a la tan tardía aprobación del plan de recuperación del samaruc, la impresión es que, por una parte, un primer modelo siempre es difícil de establecer, ya que es el primer documento de este tipo que se aprueba en la Comunidad Valenciana, y,

por otra, que su necesidad no resultaba evidente para casi nadie (tenemos samarucs suficientes en la piscifactoría por lo que no se van a extinguir y ¿para qué nos vamos a meter en líos?). Tampoco hubo apenas presión externa (alguna carta de la Comisión Europea) y la indiferencia social hacia el tema es total. El Ministerio de Medio Ambiente, tan implicado en otros programas de conservación, apenas se ha interesado en el del samaruc. Desconocemos si porque se trata de un asunto que sólo afecta a una Comunidad Autónoma, porque no es una especie interesante mediáticamente, o porque piensan que todo va bien. En todo caso, a lo largo de todo el proceso se han echado de menos tanto un impulso como una visión externos.

En vista del proceso de recuperación del samaruc uno puede preguntarse si resulta preferible un *plan de recuperación* aprobado con el mayor rango legal o un *plan de acción* entendido como un documento interno aprobado por la propia Consellería que ordena sus propias actuaciones y al que pueden "adherirse" particulares o instituciones. Referente a las ventajas e inconvenientes de ambos modelos, parece que la única diferencia entre ambos es que un plan de recuperación puede, ¿o debe?, incluir una normativa que afecte a terceros, lo que en ningún caso puede incluir un plan de acción. En consecuencia, el primero debe ser refrendado por el Consell, con la tramitación (exposición pública, audiencia..) que esto implica. El segundo es aprobado internamente por la Consellería. ¿Ventajas para una especie? Depende de su situación: si su ámbito de distribución puede ser regulado y controlado por la Consellería sin necesidad de normativa adicional, es indiferente. Si la conservación de la especie exige el cumplimiento de una normativa en zonas no protegidas o propiedad de la Consellería, el plan de acción resulta inútil. ¿Ventajas para la Consellería? El plan de acción ahorra cualquier tipo de enfrentamiento social.

La cuestión a determinar para cada especie es si su conservación está garantizada sin necesidad de una normativa adicional a la existente. Otra sería si todas sus localidades actuales pueden ser adecuadamente protegidas, ya que éste es el mandato de la Ley 4/89. Respecto a la primera pregunta, en el caso del samaruc es posible que la respuesta fuese que sí. Ahora, a la segunda habría que contestar negativamente, ya que existen zonas de gran importancia como hábitat de la especie que no son propiedad de la Consellería ni cuentan con una regulación de usos adecuada para la conservación de la especie. Por fin, la otra gran cuestión a considerar es: ¿no era la conservación de las especies más o menos emblemáticas una excusa para la conservación del hábitat con el resto del ecosistema? ¿Qué sentido tiene la conservación de una especie criándola en cautividad y soltándola luego en tres o cuatro reservas creadas *ad hoc*?

Otro aspecto a reseñar es que en la Comunidad Valenciana no ha existido suficiente relación y comunicación entre los "gestores del medio" y los "gestores de especies". La creciente parcelación administrativa hace que temas tan claramente relacionados puedan estar gestionados por diferentes Servicios, Direcciones Generales e incluso Consellerías. Las normativas de gestión de espacios protegidos no consideran los requerimientos de las especies existentes en ellos. Resultando evidente la necesidad de proteger el hábitat para conservar la especie, a la hora de elaborar el plan de recuperación, surge el problema y se plantea la necesidad de establecer nuevas figuras como "zonas de reserva" para proteger fauna y flora. ¿Qué debe hacer un plan de recuperación: establecer que el "hábitat" de la especie debe ser protegido mediante una figura de la legislación de espacios, crear nuevas figuras, establecer medidas genéricas de protección tras delimitar un ámbito de distribución? ¿A quién correspondería en cada caso la gestión? ¿A los responsables de la gestión de espacios o a los de especies?. Siendo cada departamento celosamente defensor de sus competencias, este asunto puede ocasionar "un bloqueo" de la ejecución de los planes de recuperación.

Educación ambiental y valoración social

La especie parece ser menos conocida y valorada de lo que pensábamos desde la Consellería. Parece conveniente intentar realizar periódicamente una evaluación de los esfuerzos realizados en este sentido, así como mantener una continuidad en los mismos. Si bien ello no ha sido óbice para la aprobación del Plan de Recuperación. La indiferencia social no parece resultar un problema para la conservación de una especie, si la población local directamente afectada es suficientemente informada y concienciada. El tema de la educación ambiental curricular parece haber sido enfocado de manera errónea, ya que la mayoría de educadores sobre los cuales recae la responsabilidad de transmitir ideas conservacionistas a los alumnos no consideran los temas relacionados con la biodiversidad como prioritarios y por tanto no los incluyen en la programación. Una vez más, se comprueba que es necesario "educar a los que educan".

Resulta un grave error utilizar estas especies como "estandarte" para la protección de determinadas áreas. Hace que la población local las culpabilice de la pérdida de expectativas económicas. Sí es una buena estrategia la identificación de la especie con valores locales e incluso valorizarla "como propiedad única local". No se han realizado campañas específicas dirigidas al personal más relacionado con la especie: agricultores, comunidades de regantes, etc. Tampoco se ha dado suficiente información a agentes medioambientales y SEPRONA de la Guardia Civil. Estos fallos del proyecto deberán corregirse en el futuro.

Conclusión final

Puede realizarse una evaluación del éxito del proyecto, tanto basada en la situación "estratégica" o "potencial" de la especie, como en la "real", a partir de la situación actual de las poblaciones. Como ya se ha comentado, uno de los grandes éxitos logrados ha sido la creación y consolidación de un centro de cría y experimentación en flora y fauna acuáticas en la piscifactoría de El Palmar y de un equipo humano dedicado a estas tareas.

Igualmente, podemos considerar prácticamente desaparecido el riesgo de extinción de la especie, ya que se conoce perfectamente su biología reproductiva y se crían en cautividad en gran número y sin ninguna dificultad. Por otra parte, gracias al samaruc, se ha procedido a la regeneración o recreación de varias surgencias y puntos de agua que han resultado muy interesantes, no sólo para el mantenimiento del samaruc sino también para la flora y aves acuáticas.

Sin embargo, resulta más discutible el éxito del proyecto a la hora de la protección del hábitat de la especie y de sus poblaciones naturales. No se tiene constancia de que la situación de estas poblaciones haya mejorado durante los últimos diez años y sí de la desaparición o empeoramiento de algunas de ellas. A pesar de que algunas de las poblaciones naturales han mejorado en cuanto a su densidad de ejemplares, probablemente debido a los programas de refuerzo, la mayoría de las poblaciones se mantienen en condiciones de estabilidad y en un estado continuo de competencia con especies exóticas. La imposibilidad de control de las características del medio, incluso en las zonas protegidas, hace que la supervivencia de la especie no esté garantizada en las mismas y por tanto la dependencia de la cría en cautividad continúa siendo muy fuerte.

Si algo parece haber quedado claro durante los últimos años es que existen ecosistemas que constituyen verdaderos santuarios para especies protegidas, como es el caso de las surgencias de agua para el samaruc. Por tanto, la conservación de la especie ha de abordarse no como un problema individual, sino como un compromiso ineludible para preservar su hábitat. Y no debemos olvidar que de todos los ecosistemas del mundo, los humedales son, con mucha diferencia, los más degradados. A falta de una respuesta a la pregunta del inicio de este artículo, ¿cuánto hábitat debemos proteger?, el plan de recuperación opta por establecer unas medidas genéricas de protección en su área de distribución y en el fomento del establecimiento de áreas de reserva para la especie dentro de estas áreas de distribución. Solo la evolución a largo plazo de la especie en su medio natural nos permitirá evaluar la suficiencia de estas medidas.

Bibliografía

ELVIRA, B. y I. DOADRIO. (1990). *Atlas provisional de los peces continentales de la provincia de Alicante*. Ayudas a la investigación 1986-87. Volumen I. Ciencias Naturales. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.

FERNANDEZ-PEDROSA, V. (1997). *Estudio de la variabilidad genética del fartet, Aphanius iberus (Val., 1846) y del samaruc, Valencia hispanica (Val., 1846) en poblaciones de la Comunidad Valenciana*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

LOBÓN-CERVIÁ, J. (1998). *Determinación de los requerimientos biológicos del samaruc (Valencia hispanica) y el fartet (Aphanius iberus).* Generalitat Valenciana.

OTA OLIVA, V. (1965). Zum vorkommen von Valencia hispanica (Val. 1846) auf korfu. *Bonn. Zool. Beitr.*, 16 (3/4): 308-315.

PLANELLES, M. (1992). *Plan de recuperación del samaruc Valencia hispanica en la Comunidad Valenciana*. I.C.O.N.A. Financiado por TRAGSATEC (Tecnologías y Servicios Agrarios S.A.)

RYDER, O.A. (1986). Species conservation and systematics: the dilema of subespecies. *Tree* 1: 9-10

SANZ, A. (1985). Limites de hiperalinidad de los ciprinodóntidos ibéricos. *Doñana, Acta Vertebrata* 12 (1): 166-169.

VAN DER ZEE, J.R. y C.M. VAN KESSEL. (1984). *The creation of sanctuaries for the endangered fish species Aphanius iberus, Aphanius apodus and V. hispanica (Cyprinodontidae) in the Western Mediterranean*. Research Proposal. Agricultural University. Nature Conservation Departament. The Netherlands.

6

EL SAPITO RESUCITADO POR LA CIENCIA Y SALVADO POR LA CONSERVACIÓN

El caso del ferreret en Mallorca

Joan Mayol

En los últimos veinte años se han desarrollado en las islas Baleares diversas iniciativas de conservación de especies, como es el caso del buitre negro, la pardela balear, y la lisimaquia de Menorca, entre otros (http://dgmobea.caib.es/web/index.html). Dentro de este contexto, el caso del ferreret, *Alytes muletensis*, es especialmente relevante. Hace un cuarto de siglo, los paleontólogos encontraban unos huesecillos pleistocénicos en diversas cuevas mallorquinas identificándolos como fósiles de un sapo partero insular (Sanchiz y Adrover 1977). Pocos años después, se descubrían en cañones cársticos casi inaccesibles algunas poblaciones relictas de este animal (Mayol *et al.* 1980), que se convertía así en un fósil viviente, aunque menos diferenciado de lo que se había supuesto, ya que el género *Baleaphryne,* usado para bautizar el fósil, cayó en sinonimia posteriormente con *Alytes* (Hemmer y Alcover 1984). Esta especie se convertía inmediatamente en el objeto de iniciativas de conservación, en las que ha predominado la cooperación, autonómica, nacional e internacional incluso, sobre los protagonismos o los localismos. Este capítulo, donde se amplia y actualiza la información general de recuperación publicada previamente (Romàn y Mayol 1977), pretende resumir el proceso de recuperación del ferreret, haciendo hincapié en sus aspectos positivos y en las carencias o defectos detectados, para que sirva como ejemplo a casos análogos que puedan plantearse en otros ámbitos geográficos o taxonómicos.

La especie: biología de conservación

Alytes muletensis es un anfibio discoglósido, endémico de la isla de Mallorca, descrito como fósil con la denominación de *Baleaphryne muletensis* (Sanchiz y Adrover 1977) a partir de restos cuaternarios en parte procedentes de la Cueva de Muleta, de ahí su epí-

teto. En 1980, el examen del húmero de un ejemplar colectado en 1978, demostró la supervivencia actual de la especie (Alcover y Mayol 1980, Mayol *et al.* 1980). Esta diagnosis fue efectuada en la Estación Biológica de Doñana, después de comparar el ejemplar completo con los *Alytes* de la colección herpetológica de dicho centro y constatar diferencias morfológicas externas. A título de anécdota, hay que reseñar que el Dr José A. Valverde participó directamente en esta identificación, y fue de hecho el primero en exclamar que dicho ejemplar pertenecía a la misma especie que el fósil. Desde aquel momento se iniciaron simultáneamente gestiones conservacionistas y de investigación, que han permitido reunir una información considerable sobre su biología e incrementar sus efectivos y su distribución geográfica, evitando así el riesgo de extinción a corto plazo. A la luz de los conocimientos biológicos reunidos en 1984, se varió la atribución genérica, asimilándose *Baleaphryne* al género *Alytes*, ya considerados ambos como géneros muy próximos por sus descriptores (Hemmer y Alcover 1984).

Vale la pena destacar que los payeses de la Serra de Tramuntana (Mallorca) conocían al animal, y son quienes le dieron en tiempo inmemorial el nombre de ferreret, que se refleja en la toponimia. Se trata de un nombre onomatopéyico, ya que el canto recuerda vagamente el golpeteo de un martillo sobre un yunque (tal y como sucede con el herrerillo castellano). En el siglo XIX, Boscá había citado en Mallorca *Alytes obstetricans* a partir de larvas que con seguridad debían pertenecer al taxón aquí tratado (Boscá 1881), y esta cita se ha repetido en la bibliografía sin mayor fundamento.

El ferreret, una reliquia insular

El ferreret está muy relacionado con *Alytes dichkhilleni*, descubierto posteriormente (Arntzen y García-París 1995) en Andalucía Oriental. Probablemente ambas especies proceden de un antecesor común relacionado con *A. obstetricans.* Dicho antecesor colonizaría las Baleares durante la crisis del Mesiniense, cuando la oclusión de Gibraltar ocasionó la desecación del Mediterráneo y el promontorio balear estuvo unido con el SE Ibérico. Hace 5 millones de años, al abrirse el Estrecho, las poblaciones baleares quedaron aisladas. Durante el Cuaternario (Alcover *et al.* 1981), la fauna insular estuvo compuesta por un conjunto muy reducido de especies, bajo condiciones evolutivas particulares, básicamente de ausencia de vertebrados depredadores. La evolución en condiciones insulares explica algunas características originales de *A. muletensis* en relación a sus congéneres continentales: 1. Tamaño de puesta de sólo 10-12 huevos, mientras *A. obstetricans* lo tiene de medio centenar. 2. Talla de los huevos muy grande, con un radio alrededor de un 40% superior a los de *A.obstetri-*

cans. 3. Ausencia de olor repugnante, ya que no huele a ajo como el continental. 4. Piel lisa con pocas glándulas. Es decir, al estar sometido a una menor presión de predación, el animal redujo su tamaño de puesta a favor de una mayor probabilidad de supervivencia de cada cría (estrategia K), renunciando paralelamente a la inversión de energía metabólica en defensas químicas.

Se han encontrado restos fósiles de esta especie en yacimientos diversos: Manacor (al E de la isla), Palma y Sóller. Este hecho permite suponer que estuvo distribuido en toda Mallorca. Una especie similar, *A. talaioticus,* fue descrita a partir de restos encontrados en yacimientos arqueológicos de Menorca, donde sobrevivió al menos hasta el año 250 a C. (Sanchiz y Alcover 1982). Actualmente se considera sinónima de *A. muletensis*, la cual, por tanto, vivió en Menorca y Mallorca (Sanchiz 1998). De hecho, es lógico que así fuera, ya que las dos islas quedaron unidas en diversas épocas cuaternarias, cuando el Mediterráneo mantenía niveles más bajos a causa de las glaciaciones.

Distribución y ecología

Los hábitos rupícolas de la especie insular han sido muy afortunados, ya que le han permitido mantenerse en un biotopo poco accesible a los depredadores introducidos (como la culebra de agua o la rana verde). No tenemos ninguna hipótesis que permita considerar que dichos hábitos se deban a una adaptación insular. El hecho es que en el s. XX sólo se ha encontrado en dos hábitats: la mayor parte de los animales se encuentran en profundos cañones cársticos excavados por los torrentes de montaña, que incluyen pozas o tollos casi siempre permanentes ubicados en un relieve muy accidentado; y en unos pocos casos, en abrevaderos de ganado o fuentes artificiales (Alomar y Reinés 1992), donde probablemente han sido introducidos.

La regresión de la especie está relacionada con el poblamiento humano de las islas, y la subsiguiente importación de otras especies (Mayol 1985). Se trata, por tanto, de una regresión muy antigua, probablemente anterior a nuestra era. Es posible que fueran los romanos quienes importaran ofidios a las islas por motivos medicinales o religiosos, y, quizá, también ranas. El hecho es que ambos taxones, que son predadores del ferreret, no han sido encontrados en los numerosos yacimientos paleontológicos y arqueológicos antiguos estudiados.

En época moderna, se ha constatado la desaparición del ferreret en un cauce de aguas temporales, pocos kilómetros aguas abajo de una presa. Esta extinción local está probablemente relacionada con dicha construcción, ya que la toponimia indica la exis-

tencia de la especie en este lugar. No hay constancia de la desaparición de ninguna otra población natural desde el descubrimiento de la especie.

Los ferrerets son insectívoros estrictos, nocturno-crepusculares, y viven en las inmediaciones de los torrentes o charcas en los que se reproducen. No se ha detectado una dispersión superior a pocas decenas de metros, aunque los estudios en este sentido son muy limitados. Inician su actividad en marzo, cuando emiten su canto de día, generalmente en pequeños grupos refugiados en grietas. Las primeras puestas pueden tener lugar en este mismo mes, y se repiten a lo largo de la primavera. Como es la regla en el género, el macho se hace cargo de la puesta hasta la eclosión. En cautividad se ha constatado una tasa muy elevada de abandono de puestas, hasta del 74% (Bush 1993). Sin embargo, sólo esta autora ha publicado datos cuantitativos y no son necesariamente representativos de la especie en su conjunto.

Las larvas son herbívoras y detritófagas. La duración de la fase larvaria es variable: hay ejemplares muy grandes que han pasado en este estadio al menos uno o dos inviernos, y otros que metamorfosean en su primer verano. La metamorfosis suele finalizar en las últimas semanas del verano.

Las modernas amenazas sobre el ferreret

Tal y como se ha reseñado anteriormente, la amenaza más grave para la conservación del ferreret es la fauna introducida: culebra viperina y rana verde. Cualquier factor que potencie estas especies, puede tener efectos negativos sobre las poblaciones del anfibio. Otras actuaciones humanas pueden tener también efectos negativos. A continuación reseñamos algunos casos identificados modernamente:

1. La introducción de peces de interés deportivo (v.g. lucio o black-bass) en embalses ubicados en cuencas pobladas por ferreret ha ocasionado la extinción de poblaciones de sus larvas al entrar estos peces en los tollos habitados por éstas (Mayol *et al.* 2000).

2. La construcción de presas y dispositivos de retención de sedimentos en los torrentes puede favorecer el incremento de las poblaciones de culebra viperina, *Natrix maura*, predador muy eficiente de la especie.

3. Los restos procedentes de la limpieza de botellas de agua mineral procedentes de fuentes de la Serra han contaminado con detergentes algunos cauces que albergan poblaciones de ferreret.

4. La ejecución de obras cerca de los cauces puede ocasionar vertidos y polución. Así sucedió en ocasión de un sondeo del servicio hidráulico, que vertió a un cauce ocu-

pado por la especie varias toneladas de sedimentos muy finos que contaminaron las pozas donde viven las larvas. La detección del incidente permitió corregir la situación.

5. El interés de la especie para terrariófilos o colectores científicos aparece como un factor potencial de amenaza, que no debe pasarse por alto, aunque en estos 22 años no se han detectado episodios dignos de ser reseñados en este sentido.

Actualmente, se estima la población de la especie en pocos miles de hembras reproductoras ubicadas en 33 localidades (16 torrentes y 17 balsas artificiales, ver Cuadro 1). Así, el pequeño tamaño de la población es en sí mismo un factor de amenaza que hace que la especie sea especialmente vulnerable a un fenómeno natural (una sequía especialmente severa y prolongada, por ejemplo). Fenómenos naturales que una especie de mayor población o distribución geográfica puede superar con el tiempo, pueden ocasionar en el caso de ferreret un colapso poblacional definitivo.

Investigación y conservación

Las relaciones entre investigación y conservación han sido en esta especie muy intensas y diversas, tanto por las particulares circunstancias en que se produce el hallazgo de las poblaciones vivas, como por el componente personal del proceso (algo que sucede muy a menudo en estos casos). El hallazgo de las poblaciones vivas lo protagonizamos básicamente tres personas: un investigador del CSIC (el Dr J.A. Alcover), especialista en paleontología insular del Cuaternario; un naturalista aficionado militante de una organización ecologista (G. Pomar, del Grupo Ornitológico Balear (GOB); y yo mismo, que accedía a un puesto de biólogo del Instituto de Conservación de la Naturaleza (ICONA) en aquellas fechas. Los contactos profesionales y personales que establecimos con otros zoólogos han marcado las pautas del desarrollo del proceso, en el que han participado, en grado variable, muy diversas personas e instituciones.

En el momento del descubrimiento de las poblaciones vivas, nos marcamos dos prioridades: la primera, la protección legal; y la segunda, evitar que el interés científico pudiera ser perjudicial para la especie. La protección legal fue conseguida en diciembre de 1980 cuando el ICONA incluyó a la especie –a instancias de la CODA (con la cual colaborábamos desde el GOB) y la Sociedad Herpetológica Europea– en un Real Decreto de Especies Protegidas promulgado aquel año. De hecho, la norma se publicó en el BOE antes de que se publicara oficialmente la existencia de ejemplares vivos de la especie en alguna revista científica.

En cuanto al segundo punto, era inevitable sacrificar algunos ejemplares para el estudio de la "nueva" especie. Desde hacia décadas no se encontraba ningún nuevo vertebrado en Europa y esto podía suponer que muchos investigadores quisieran obtener ejemplares con finalidades académicas. Así pues, el Dr Alcover gestionó con celeridad la coordinación de distintos especialistas, los cuales hicieron sus estudios sobre unos pocos ejemplares que tuvieron la oportunidad de compartir. En 1984 se publicó la monografía "*Història Biològica del Ferreret*" (Hemmer y Alcover 1984), en la que participaron veintidós especialistas de cinco países, cubriendo aspectos muy distintos de la biología de la especie. Gracias a este trabajo, nadie ha solicitado posteriormente permisos de captura con finalidad científica (¡y creemos que nadie los ha capturado sin permiso!).

Ya desde entonces, se involucraron activamente en la conservación del ferreret dos instituciones científico-conservacionistas: el Museo de Stuttgart (a través del Dr Claus König), y el Zoo de Jersey (Durrell Wildlife Preservation Trust, DWPT). Más tarde intervinieron, entre otras, el laboratorio de Genética de la Universidad de las Illes Balears, el zoo de Barcelona y Marineland-Mallorca. El impulso de conservación se ha mantenido siempre en la administración responsable de conservación de especies; primero el ICONA, luego la Conselleria d'Agricultura con las transferencias, y finalmente la de Medi Ambient cuando se reorganizó el gobierno balear. También ha colaborado decisivamente la dirección general XI de la Unión Europea al financiar el Proyecto LIFE (1994-1997), así como el Ministerio de Medio Ambiente (quien financió una parte del mismo LIFE), diversas universidades británicas donde se han redactado dos tesis (Bush 1993, y Moore 2002) y varias memorias de investigación sobre la especie, y la Sociedad Española de Herpetología.

Un medio muy eficaz para mantener una cierta coordinación de todo el proceso –especialmente importante en el apartado de cría en cautividad, al que más abajo nos referiremos– ha sido la organización, aproximadamente bianual, de un encuentro de dos días de duración de las personas que trabajan en conservación de la especie. Se trata de un número reducido de técnicos (de seis a diez), que tienen así la oportunidad de intercambiar información e ideas de forma directa y sin interferencias. La fórmula ha demostrado ser muy apropiada.

Después de la citada monografía (Hemmer y Alcover 1984) se han desarrollado otros proyectos de investigación. Sólo dos han sido promovidos y financiados enteramente por el programa de conservación. El primero investigó la posible diferen-

ciación genética de subpoblaciones de ferreret. Para ello, se encargó a los genéticos de la Universidad de les Illes Balears un análisis de la variación genética existente entre las poblaciones más separadas geográficamente y dentro de las mismas. El trabajo se realizó utilizando fragmentos caudales de larvas para evitar sacrificar ejemplares. Los análisis de ADN basados en la técnica RAPD demostraron que la variabilidad entre las distintas poblaciones es inferior a la interna dentro de cada población, con lo cual se puede asumir que no se genera ningún efecto indeseable con la introducción en la naturaleza de ejemplares criados en cautividad, sea cual sea su origen. El otro proyecto de investigación ha consistido en un análisis parasitológico, muy útil como test sanitario a la hora de planificar liberaciones de ejemplares en el medio natural (Roca, sin fecha).

Otros estudios han sido apoyados en la práctica por la administración balear (suministrando vivienda o transporte a los científicos) y fueron financiados con fondos de investigación, no de conservación. Entre éstos se han estudiado las pautas de conducta reproductora, la capacidad de reacción de las larvas ante la presencia de depredadores, parasitismo, vocalizaciones, etc. Algunos de los resultados de estos trabajos han tenido cierta utilidad para el proceso de recuperación, aunque, en general, han tenido un interés fundamentalmente académico, sin consecuencias aplicadas claras (lo cual no desmerece su importancia, ni el mérito de sus autores).

El proceso de conservación: planes y acciones

El ferreret se descubrió mucho antes de que la legislación española creara los planes de recuperación como instrumento administrativo y práctico para las especies amenazadas. Pese a ello, desde el primer momento, se consideró la necesidad de prever y priorizar las actuaciones a desarrollar. Paralelamente, al involucrarse el Zoo de Jersey (DWPT), la cría en cautividad para reforzar o expandir las poblaciones naturales tomó un papel prioritario (Tonge 1986). La cría se desarrolló también con igual éxito en el Museo de Stuttgart (König y Schluüter 1991).

Estimación poblacional

La primera actuación en el proceso de conservación del ferreret consistió en situar y cuantificar las poblaciones silvestres, lo cual distaba de ser una tarea fácil. Censar directamente un vertebrado diminuto de hábitos fisurícolas que sólo deambula de noche, y cuyo canto resuena en ecos ilocalizables en el interior de barrancos cársticos a los que

se accede con métodos de escalada, resulta prácticamente imposible. Afortunadamente disponemos de un segmento poblacional más fácil de cuantificar y perfectamente localizable: las larvas. En principio, no es difícil (aunque si muy laborioso, por las dificultades físicas de recorrer el hábitat) censar el número de renacuajos de cada uno de los tollos, el cual puede variar desde pocos individuos a varios cientos. Se pueden distinguir dos clases de edad, al menos hasta mediados de verano: las larvas del año, de hasta un cm o poco más de longitud, y las larvas de más de un año, mayores de tres cm. Para cuantificar la población reproductora se asumió que la proporción sexual sería 1:1, y que cada pareja había efectuado a finales de julio dos puestas. Por tanto, el número de adultos sería igual al número de larvas del año dividido por 20.

Sin embargo, algunos de estos supuestos son discutibles: no conocemos la proporción sexual en la naturaleza, y se ha comprobado que un macho puede hacerse cargo de varias puestas simultáneamente. Igualmente, en cautividad hay hasta siete puestas por temporada, algunas muy tempranas; pero la proporción de puestas abandonadas es alta, y la mortalidad de las larvas, desconocida. Por tanto, las estimas de población publicadas, de 1000 a 1500 parejas en 1982-83 y de algo más de 2000 en 1997 no deben darse como conteos exactos, y probablemente sobreestiman el número de individuos. A pesar de esto, los datos de número de larvas son realmente útiles, y es evidente que están relacionados con el número real de individuos presentes en la población, por lo que actúan como un buen indicador poblacional. Al fin y al cabo, lo que nos interesa es conocer la tendencia demográfica –positiva o negativa– de la especie, y la utilidad de esta información está en función de la facilidad en obtener series homogéneas y comparables en el tiempo de una magnitud estimable y representativa, sea la población adulta, o el número de larvas, con el que finalmente trabajamos. Por tanto el número de larvas depende, lógicamente, del número de adultos, aunque hay otros factores a tener en cuenta muy importantes, como es la cantidad de agua disponible en los torrentes, la cual depende de la pluviometría, y la presencia de depredadores, los cuales son relativamente raros en estos cauces, pero no inexistentes. El cuadro 1 muestra la evolución demográfica positiva del ferreret en los últimos años. A la hora de interpretar este cuadro, hay que tener en cuenta que los censos no empiezan a ser razonablemente completos hasta los años 90, y que desde 1995 se añaden localidades de reintroducción y localidades desconocidas previamente, de forma que el ritmo de incremento demográfico no es tan elevado como podría parecer observando estas cifras sin las consideraciones anteriores.

Periodo	1981-86	86-90	91-95	96-00	2001	2002	2003	2004
Localidades	6	6	20	31	33	34	34	33
Larvas	6.173	7.100	15.634	19.461	18.830	21.560	23.065	30.050

Cuadro 1. Evolución de la población de ferrerets a lo largo de los años, diferenciando entre número de larvas contadas y localidades con presencia de la especie.

Planificación y acciones de conservación

Mayol y Alcover (1984) propusieron ya un esquema de lo que debía ser el plan de recuperación del ferreret, aunque no se le dio este nombre. Éste incluía cuatro líneas básicas: 1) investigación en corología, demografía y amenazas; 2)acciones de conservación *in situ* de la especie y sus hábitats, o *ex situ* mediante la cría en cautividad; 3) medidas complementarias de investigación zoológica; y 4) divulgación de la importancia de su conservación.

Este esquema fue aplicado inmediatamente en una confluencia voluntaria de actuaciones privadas complementarias a las de la administración pública. Así, el Zoo de Jersey y el Museo de Stuttgart iniciaron la cría en cautividad como contribución desinteresada al plan continuando trabajos previos de J.P. Martínez Rica, desarrollados en el Centro Pirenaico de Biología Experimental de Jaca, y posteriormente implicaron en el proyecto a otros centros e investigadores que se sumaron a esta tarea. Simultáneamente el GOB mantuvo iniciativas divulgativas.

El plan se revisó y amplió considerablemente en 1991, cuando se redactó un documento formal y detallado en aplicación de la ley 4/89 (Criado y Mejías 1991). Por motivos de carácter interno, este plan no fue formalmente aprobado, lo cual no fue óbice para su aplicación. Los motivos de la no aprobación formal eran poco consistentes: hubo una cierta –y desacertada– resistencia a esta aprobación en los niveles técnicos superiores, que la consideraron innecesaria para la aplicación de las medidas previstas. Por nuestra parte, consideramos más rentable invertir esfuerzos en la aplicación de las medidas prácticas que en las cuestiones burocráticas de aprobación formal. En este momento, se está preparando una nueva versión del plan que sí será aprobada formalmente. Dicha aprobación se ha revelado actualmente como algo muy conveniente, tanto en el ámbito de la aplicación de medidas (por ejemplo, en conflictos con otras administraciones que puedan incidir sobre los hábitats de la especie), como incluso en el financiero, ya que la distribución de fondos ministeriales para conservación de especies se calcula actualmente en

función del número de planes de recuperación aprobados por cada comunidad autónoma. Además, hoy en día, no tendríamos posibilidad de acceder a fondos europeos sin que se haya cumplido este requisito por parte del Gobierno Balear.

El plan de 1991 desarrollaba el anterior esquema de 1985, introduciendo algunas precisiones y detalles complementarios que quedan resumidos en el Cuadro 2. En 1993, la aplicación del Plan obtuvo el apoyo financiero de la Unión Europea a través del programa LIFE. En todo momento es la administración autonómica, como responsable formal de la conservación de la biodiversidad en las Balears, quien promueve y lidera la aplicación del plan, aunque en 1993 la persona contratada para desarrollar el Plan estableció un fondo de carácter privado para financiar actividades complementarias (Fons Ferreret). Esto supuso actuaciones positivas, pero introdujo alguna confusión y dificultades operativas al quedar mal delimitadas la financiación del plan y de la persona.

La aplicación del Plan demostró la gran dificultad de incrementar las poblaciones naturales. Los hábitats silvestres (cañones cársticos) están reducidos a áreas muy concretas por motivos físicos, y muy pronto se agotaron las posibilidades de fundar nuevas poblaciones. En total se han fundado únicamente tres de ellas, aunque alguna ha resultado muy exitosa. A estos aspectos que podemos calificar de negativos se unió un aspecto positivo: se encontraron pequeñas poblaciones en depósitos de agua artificiales, que han demostrado su viabilidad, al menos a medio plazo. Este hecho se identificó rápidamente como una oportunidad y se han liberado ejemplares, constituyendo poblaciones viables, en once balsas artificiales, algunas próximas a localidades pobladas de manera natural. Esta línea de actuación se considera positiva, y se ha preparado una estrategia para difundir la especie en 10-15 localidades en los próximos 6 años a partir de los núcleos cautivos, de acuerdo con el borrador del plan que estamos redactando actualmente.

Desde el año 2002 se ha planteado un cambio muy importante en la estrategia tradicional de trabajo. En ese año el grupo de recuperación del ferreret se reunió en Jersey y acordó suspender la cría en cautividad fuera de Mallorca para liberaciones en la naturaleza. El motivo fue la alarma generada al descubrirse la posibilidad de infecciones víricas o bacterianas en colecciones zoológicas, que podrían introducir estos problemas en las poblaciones silvestres. No se tiene constancia de que esto haya sucedido con ningún anfibio, pero al parecer, sí se ha dado en el caso de reptiles. El principio de precaución, especialmente en el caso de una especie amenazada, impone la prudencia más estricta, de forma que se han abandonado las liberaciones de larvas criadas en centros donde conviven con otras especies de herpetos.

Finalidad del Plan: Conseguir un nivel poblacional y de distribución de la especie que garantice su continuidad estable, sin requerir acciones específicas sobre la población y el biotopo.	
Objetivos cuantitativos: 1. Conseguir aumentar de 6 a 10 las poblaciones en torrentes. 2. Incrementar el número de individuos y localidades hasta alcanzar un número global de 17.800 larvas	**Resultados:** 1. Poblaciones estables en 16 torrentes y 17 balsas 2. El incremento de la población ha sido muy superior, obteniéndose más de 30.000 larvas en 2004
Objetivo 1 Mejorar el conocimiento de la distribución y demografía de las poblaciones naturales	
Acciones · Prospecciones de nuevas zonas · Censos anuales y sistemáticos · Censo quincenal en una localidad	*Resultados* · 7 nuevas localidades identificadas (aprox. 5000 larvas) · 7 años de censo anual completo · Realizado
Objetivo 2 Seguimiento de los hábitats	
Acciones · Mediciones físico-químicas · Inventario de potenciales predadores · Prevención de proyectos hidrológicos · Corrección de impactos si los hay	*Resultados* · Realizado: intranscendente. · Se confirma que el impacto de *N.maura* es muy grave (19 ferrerets encontrados en un estómago de la culebra) · Localidades protegidas en el Plan Hidrológico · Correcciones en embotelladoras y vertidos
Objetivo 3 En caso de regresión de una subpoblación, identificar y corregir las causas	
Acciones No fueron necesarias	*Resultados* –
Objetivo 4 Cría en cautividad y liberación de ejemplares	
Acciones · Mantener los 3 centros de cría existentes en 1991 · Diversificar los stocks reproductivos · Estudios genéticos de los stocks · Descartar la captura neta · Establecer un centro en Mallorca · Criterios para liberaciones	*Resultados* · Se pasa a 6 núcleos · Realizado · Realizado · Realizado · Respetados · Se han liberado 2.577 larvas y 1.847 adultos a partir de unos 50 animales colectados.
Objetivo 5 Protección legal de la especie y el hábitat	
Acciones · Completar protección específica (Convenio de Berna y CITES) · Proteger formalmente localidades naturales	*Resultados* · Incluida en CITES · Todos los hábitats naturales incluidos en propuesta de Red Natura 2000 como LICS (no introducidos)
Objetivo 6 Mejora del conocimiento de la especie	
Acciones · Promover estudios de la especie · Hacer circular la información · Disponer de información de ejemplares de colección	*Resultados* · 12 trabajos, entre ellos 2 tesis · 3 seminarios específicos · Cumplimiento parcial

Cuadro 2. Resumen de actuaciones realizadas desde 1991 en el marco del Plan de Recuperación del Ferreret del mismo año.

De este modo, aunque la tendencia creciente de la población probablemente permita realizar translocaciones de larvas de poblaciones naturales, se ha optado también por crear en Mallorca un centro de reproducción en cautividad de ferrerets en el que no existirá ninguna especie exótica, y que tendrá la función de aportar animales para nuevas localidades. Esta estación de cría ha sido recientemente inaugurada en la villa de Sóller, y dispone de animales cuya reproducción se espera para la primavera de 2005. Estos cambios recientes han implicado una revisión muy profunda de la propuesta de nuevo plan de recuperación, que ha iniciado ya su tramitación administrativa.

Aspectos organizativos

Como hemos indicado, el liderazgo del proyecto ha correspondido al Servicio de Conservación de la Naturaleza de la Comunidad Autónoma Balear (actualmente conocido como Servicio de Conservación de Especies). Éste ha mantenido una intensa colaboración con las entidades que realizan cría en cautividad en Alemania, Reino Unido, Barcelona y Mallorca, financiando una pequeña parte de los gastos que ha supuesto este apartado del proyecto (especialmente algunos viajes y estancias en la isla). La ONG Fons Ferreret (a la cual hemos aludido antes) fue responsable de ejecutar el proyecto por cuenta del Govern Balear durante algunos años, y se coordinó con el plan oficial por vía de hecho, al tener el contrato de su ejecución. Recientemente, su impulsor cambió de dedicación profesional, y las actuaciones del plan son realizadas directamente por el Servicio de Conservación de Especies, o mediante contratos concretos para la realización de ciertas acciones determinadas. Otras actividades de conservación, principalmente las divulgativas, han sido realizadas por organizaciones autónomas, como es el caso de las publicaciones del GOB. Ha habido, pues, una organización laxa, sin hegemonías excluyentes. Hemos constatado la eficacia del proceso de recuperación siempre y cuando el plan resulte suficientemente amplio como para que los distintos apartados puedan ser ejecutados por agentes distintos, sin interferencias ni conflictos de protagonismo.

El equipo de trabajo ha sido muy reducido: la mayor parte de años la actividad de campo estuvo encomendada a un biólogo que ha ido cambiando sucesivamente, el cual recibía ayudas de campo puntuales de guardas forestales, peones y voluntarios en los momentos clave, como es el caso de los censos o liberaciones. Un director técnico ha supervisado a tiempo parcial la realización de todos los trabajos. Los científicos más involucrados han estado relacionados con la DWPT de Jersey, a través de la Universi-

dad de West Anglia, que ha mandado varios becarios a Mallorca a realizar trabajos de campo. Cuando ha sido posible, éstos han recibido alojamiento y ayudas al transporte por parte del Govern.

En lo que se refiere al seguimiento y evaluación del proceso de recuperación, se ha utilizado el censo anual de larvas como principal indicador (Cuadro 1). Este conteo periódico nos ha permitido constatar el éxito o fracaso de las introducciones, y la evolución demográfica de las poblaciones. En los casos de disminución de alguna población concreta, se coligen cuales son las causas (en varios casos, ha sido la presencia de ofidios), y se intenta su corrección. La presión sobre ofidios y el ritmo de liberaciones se adaptan a los resultados de los censos, sin planteamientos excesivamente rígidos.

Gracias al seguimiento de las poblaciones, en el año 2001 se detectó un preocupante proceso infeccioso en una de las localidades de nueva creación, ya que una elevada proporción de larvas presentaban signos de degradación tisular dérmica. En principio, se atribuyó a algún patógeno relacionado con la alta temperatura del agua, y se translocaron los animales. En el año 2002, los casos detectados fueron mínimos. La investigación posterior ha descartado que la causa sea fúngica, aunque ésta no ha podido ser establecida por precisión. Afortunadamente, no se ha repetido en años posteriores, en ésta u otras localidades.

La respuesta social al proceso de recuperación

Las medidas de divulgación y sensibilización fueron muy activas durante el proyecto LIFE. Éstas incluyeron la realización de un vídeo, el establecimiento de una exposición permanente sobre la especie y la edición de material diverso, desde adhesivos y postales, a publicaciones divulgativas, técnicas y un cómic. Por otra parte, el GOB ha hecho figurar el ferreret en exposiciones y publicaciones, difundiendo cientos de camisetas con su imagen.

Ha sido especialmente interesante la difusión de la filmación sobre la especie. Se regaló una copia del video en formato profesional a cada una de las televisiones locales de la isla, consiguiendo que se emitiera en un incontable número de ocasiones. Podemos afirmar que la inmensa mayoría de habitantes de la isla de Mallorca conocen y aprecian a la especie.

Como fruto de este proceso, la respuesta social ha sido espectacular: se han publicado cientos de noticias en la prensa (especialmente en ocasión de las liberaciones), reportajes en TV, cada año hay escuelas que adoptan el nombre de ferreret para clases

(generalmente de alumnos de corta edad). El sapito mallorquín ha sido emblema de productos textiles, protagonista de un álbum de cromos de una marca de galletas, ha aparecido en calendarios, en un pin de promoción de un diario, e incluso ¡el ferreret es la mascota del *Atlètic de Balears*, un importante equipo de fútbol!

Es interesante constatar que las distintas entidades y colectivos interesados en conservación han desarrollado iniciativas complementarias, sin conflictos de importancia. Ha habido algún pequeño incidente relacionado con la captación de fondos, por ejemplo cuando una fundación privada de la Serra acogió una exposición promovida por una ONG en la que se silenciaba el papel del resto. Aunque la importancia de hechos como éste pueda parecer nimia, resulta un indicador de que conviene prevenir y evitar estos casos, y la vía más efectiva para ello está en la planificación previa, en la que deben preverse y consensuarse las líneas de acción del proyecto. Es notable como una especie desconocida hace pocos años se ha convertido en emblemática y muy apreciada, aunque muy pocos han tenido la oportunidad de verla u oírla en la naturaleza. Afortunadamente, la "biofilia" es un gran aliado para la conservación.

Conclusiones: oportunidades, aciertos y errores en un proceso de recuperación

Es evidente que un caso como el nuestro –en realidad, cualquier caso que se plantee en esta materia– es difícilmente extrapolable a otras situaciones. En el caso del ferreret, consideramos determinantes los siguientes factores:

1. Al tratarse de una especie endémica y coincidir su descubrimiento con las actuaciones de conservación, se ha beneficiado de una sinergia positiva entre las líneas científica y conservacionista como fruto de la novedad. Ha sido relativamente fácil actuar en un área de distribución reducida y un tipo muy concreto de hábitat que no tiene prácticamente uso humano.

2. Es una especie sin ninguna interacción relevante con explotaciones económicas, y cuya conservación no supone en la práctica ninguna limitación de derechos de propiedad ni de usuarios.

3. La coincidencia de intereses de investigadores y conservacionistas ha sido notable, y ha habido, en general, una buena sintonía personal entre los distintos agentes que han actuado hasta ahora. Esto se ha visto favorecido por un mecanismo eficaz de coordinación basado en reuniones periódicas de un grupo reducido de personas realmente interesadas.

4. La colaboración de agentes gubernamentales (Govern Balear, Ministerio de Medio Ambiente, Unión Europea), académicos (Universitat de les Illes Balears, Universidades británicas) y ONGs (GOB, DWCT) ha sido abierta y eficaz.

Los resultados logrados a lo largo de este proceso quedan resumidos en el Cuadro 2. Se han incrementado notablemente las poblaciones, se ha ampliado el área de ocupación, se dispone de diversas colonias en cautividad que permiten mantener a buen ritmo el refuerzo de la población silvestre, y –sobre todo– se ha creado un clima social favorable a la especie y su conservación. Quizá la omisión más importante ha sido la ausencia de aprobación formal del plan, que hubiera facilitado determinadas gestiones o hubiera disminuido algunas disfunciones entre las entidades y particulares que lo desarrollan. Este defecto está en curso de corrección, ya que la nueva versión de este documento ya ha entrado en el trámite administrativo previo a su aprobación.

Quiero permitirme una reflexión final. La penuria financiera de la investigación en nuestro país ha provocado, con demasiada frecuencia, que se establezca una competencia por los fondos de conservación. El hecho de que el objeto de un trabajo científico sea una especie amenazada a veces se considera como justificación suficiente para que sea financiado por los presupuestos destinados a su conservación. En ocasiones, esto va en detrimento de las inversiones que corregirían la rarefacción de la especie. Se trata de una situación lamentable, que deberíamos esforzarnos en corregir: los programas de conservación y los de investigación sobre especies amenazadas son complementarios, y no deberían competir por los mismos fondos. Si algún aspecto concreto necesita ser investigado (como la diferenciación genética en nuestro caso), debe sufragarse por quien necesite estos datos. Sin embargo, dado que cualquier información generada en estos estudios puede ser relevante para la conservación de la especie, es importante que los resultados de estos trabajos científicos sean conocidos por los técnicos responsables de dicha tarea, especialmente si han sido sufragados con fondos públicos.

Para finalizar, quiero destacar una buena noticia. En octubre de 2004 se ha publicado la revisión del Libro Rojo de Especies Amenazadas de la UICN (Baillie *et al.*, 2004 y UICN 2004), en el cual se ha hecho oficial el cambio de categoría del ferreret, que figuraba en la anterior versión en la categoría de "En Peligro de Extinción", y que ha sido reclasificado a Vulnerable. UICN reconoce el éxito de la recuperación de esta especie, y considera formalmente que su probabilidad de extinción ha disminuido. Es interesante constatar que se trata de una situación muy singular, ya que sólo 28 de 4.048 especies de anfibios del mundo estudiadas en la Lista Roja han incrementado sus efectivos en los últimos veinte años (Baillie *et al.* 2004).

Para nosotros, este no es el final de nada, ya que los esfuerzos de conservación deben mantenerse: el éxito –que en conservación de especies siempre es precario: sólo la extinción es irreversible– debe ser un estímulo más para la acción. De ahí que este final sea un punto y seguido.

Bibliografia

ALCOVER, J.A. *et al.* (1981). *Les quimeres del passat. Els vertebrats fòssils del Plio-Quaternari de les Balears i Pitiüses*. Ed Moll. Ciutat de Mallorca.

ALCOVER, J.A. y J. MAYOL. (1980). Noticia del hallazgo de Baleaphryne (Amphibia: Anura: Discoglossidae) viviente en Mallorca. *Doñana, Acta Vertebrata* 7 (2): pp 266-269.

ALOMAR, G. y A. REYNES (1992). Noves aportacions al coneixement de la distribució de Ferreret (Alytes muletensis) (Sanchiz y Adrover, 1977) a l'illa de Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 34: 109-111

ARNTZEN, J.W. y M. GARCÍA PARÍS. (1995). Morphological and allozyme studies of midwife toads (genus Alytes), including the description of two new taxa from Spain. *Bijdragen tot de Dierkunde,* 65: 1-27.

BAILLIE, J.E.M., HILTON-TAYLOR, C. y S.N. STUART. (EDS). (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xxiv + 191 pp.

BOSCÁ, E. (1881). Correcciones y adiciones al catálogo de los reptiles y anfibios de España, Portugal e Islas Baleares. *An. Soc. Esp. Hist. Nat.,* 10 pp:88-112.

BUSH, S.L. (1993). *Courtship and Male Parental Care in the Mallorcan Midwife Toad (Alytes muletensis).* Tesis Doctoral. University of West Anglia. Norwich. 126 pp.

CRIADO, J. y R. MEJÍAS. (1991). *Pla de recuperación del Ferreret (Alytes muletensis).* Documents Tècnics de Conservació. Direcció General d'Estructures Agraries i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Palma de Mallorca. 33 pp.

HEMMER, H. y J.A ALCOVER. (1984). *Història Biològica del Ferreret (Life History of the Mallorcan Midwife Toad).* Ed. Moll. Ciutat de Mallorca. 252 pp.

KÖNIG, C. y A. SCHLÜTER. (1991). Nachzucht der Balearen-Geburtshelferkröte Alytes Muletensis (Sanchiz y Adrover 1977) im Rahmen eines Artenschutzprogrammes (Amphibia: Disclogiossidae). *Jh. Ges. Naturkde. Württemberg* 146: 193-205.

MAYOL, J. (1985) *Rèptils i amfibis de les Balears.* Manuals d'introduicció a la Naturalesa, 6. Ed Moll. Palma de Mallorca.

MAYOL, J. y J.A. ALCOVER. (1981). Survival of *Baleaphryne* Sanchiz and Adrover (Amphibia: Anura: Discoglossidae) on Mallorca. *Amphibia-Reptilia,* 1 (3/4). pp. 343-345.

______ (1984). La conservación de Alytes muletensis. Pp. 245-252 *en*: Hemmer, H. y Alcover, J.A. (eds). *Història Biològica del Ferreret (Life History of the Mallorcan Midwife Toad)*. Ed. Moll, Palma de Mallorca.

MAYOL, J., ALCOVER, J.A., ALOMAR, G., POMAR, G., JURADO, J. y D. JAUME. (1980). Supervivència de Baleaprhyne (Amphibia: Anura: Discoglossidae) a les muntanyes de Mallorca. Nota preliminar. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural,* 45 (Sec. Zool.3):115-119

MAYOL, J., GRAU, A., RIERA, F. I. y J. OLIVER. (2000) *Llista vermella dels peixos de les Balears*. Docs tècnics de conservació, II època, núm. 7. Conselleria de Medi Ambient. 126 pp.

MOORE, R.D. (2002) *The Impact of Introduced Predators on the Mallorcan Midwife Toad Alytes muletensis*. Tésis doctoral. University of Kent.

ROCA, V. (sin fecha) *Informe parasitológico acerca de las muestras de heces de dos poblaciones de sapillo balear Alytes muletensis (Sanchiz y Adrover, 1977) procedentes de los zoológicos de Jersey y Barcelona*. Informe mecanografiado. Conselleria de Medi Ambient.

ROMAN, A. y J. MAYOL. (1997) *La recuperación del Ferreret Alytes muletensis*. Documents tècnics de conservació, II època. Núm. 1. Conselleria de Medi Ambient.

SANCHIZ, F.B. (1998) *Encyclopedia of Paleoherpetology, Part IV (Salientia),* Friedrich Pfeil, München.

SANCHIZ, F.B. y R. ADROVER. 1977 (1979). Anfibios fósiles del Pleistoceno de Mallorca. *Doñana, Acta Vertebrata* 4: 5-25

SANCHIZ, F.B. y J.A. ALCOVER. (1982). Un nou discoglòssid (Amphibia, Anura) de l'Holocè de Menorca. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.,* 48 (Sec. Geol., 3): 99-105.

TONGE, S. (1986) Collecting the Majorcan midwife toad. *Oryx.* 20, 74-78.

UICN (2004) *2004 UICN Red List of Thretened Species*. www.redlist.org

7

CONSERVACIÓN CREATIVA DE POBLACIONES MÍNIMAS

El caso de los lagartos gigantes canarios

Oscar Afonso y José A. Mateo

El origen del género *Gallotia*, un grupo monofilético de lagartos endémico del archipiélago Canario, está estrechamente relacionado con la formación geológica de las islas. Según los trabajos más recientes sobre evolución del grupo, hace unos 25 millones de años llegaron a las islas más orientales unas lagartijas filogenéticamente próximas al género *Psammodromus*, cuyos descendientes fueron colonizando las demás islas a medida que éstas fueron emergiendo (Carranza 2002).

La colonización humana de islas de latitudes medias y tropicales suele traducirse en la extinción de las especies que presentan adaptaciones poco probables en el continente (Pregill 1986). De esta manera los elefantes enanos, las musarañas gigantes o los lagartos herbívoros suelen ser las primeras víctimas del hombre y sus acompañantes (Balouet y Alibert 1990). En Canarias la colonización humana se produjo hace algo más de 2000 años (López Jurado y Mateo 1995). Hasta entonces las cinco islas más occidentales contaban en su fauna con grandes lagartos, que en ocasiones podían superar los cinco kilogramos (Barahona *et al.* 2000), mientras que fuera de Canarias las especies más grandes de la familia Lacertidae apenas llegan a alcanzar los 250g.

De todas estas especies, únicamente la correspondiente a Gran Canaria (*Gallotia stehlini*) no se encuentra amenazada en la actualidad, aunque el tamaño máximo de los individuos es ahora mucho menor que el registrado en tiempos prehistóricos (Mateo y López Jurado 1992). A su vez, los grandes lagartos de La Palma (*Gallotia auaritae*) parecen haberse extinguido (Mateo *et al.* 2001), y los de Tenerife, El Hierro y La Gomera han quedado restringidos a unas pocas poblaciones compuestas, en el mejor de los casos, por algunos cientos de ejemplares. A diferencia de muchas especies continentales que se encuentran en peligro crítico, el problema más grave que afecta a los

lagartos gigantes de El Hierro (*Gallotia simonyi*), La Gomera (*Gallotia bravoana*) y Tenerife (*Gallotia intermedia*) no tiene tanto que ver con la pérdida de hábitat, como con la presencia de especies introducidas desde el continente. De esta forma, la depredación debida a gatos explica casi por sí sola todo el proceso de extinción (Mateo *et al.* 2003). Hasta bien avanzado el siglo XX se consideraba que todos los lagartos gigantes canarios salvo *Gallotia stehlini* se habían extinguido. Como se ha adelantado ya, tres de estas especies han sido redescubiertas en los últimos treinta años, lo que ha supuesto poner en funcionamiento, con mayor o menor fortuna, otros tantos procesos de recuperación destinados a paliar sus delicadas situaciones.

Aspectos generales de los lagartos canarios amenazados

Aspectos biológicos

Los treinta años transcurridos desde el descubrimiento de la población de lagartos de El Hierro ha determinado que sea ésta la especie sobre la que se posee más información. De algunos aspectos de la biología de las otras dos especies, tales como la estrategia demográfica, apenas se han podido obtener detalles. En esos casos, y dado el estrecho parentesco existente entre todas estas especies, se ha dado por supuesto que no debe haber grandes diferencias con lo observado en *Gallotia simonyi*.

En los tres casos se trata de lagartos de gran tamaño, en los que algunos individuos sobrepasan 50 cm de longitud total y 300 g, aunque, podrían llegar a ser mucho más grandes. Estas especies presentan características ecomorfológicas y anatómicas poco usuales en los lacértidos continentales. Por ejemplo, la presencia en todas ellas de un ciego intestinal, dientes cortantes provistos de tres o más cúspides, y una evidente tendencia al gigantismo ponen de manifiesto adaptaciones que también se repiten en otros archipiélagos localizados en latitudes similares. Los lagartos gigantes canarios presentan diferencias entre sexos, siendo los machos generalmente mayores, con la cabeza más grande y robusta, y con la base de la cola más ancha por la disposición de los hemipenes. Al ser tres especies muy emparentadas no presentan grandes diferencias morfológicas, aunque tampoco resulta difícil reconocerlas, especialmente por su coloración (Salvador y Pleguezuelos 2002).

Son lagartos predominantemente herbívoros, que pueden complementar su dieta con invertebrados y carroña. Su madurez reproductora es tardía (tres o más años), y realizan generalmente una única puesta anual de pocos huevos (entre 3 y 12). Su longevidad es muy elevada: algunos lagartos cautivos presentan más de 20 años, aunque

se sabe que en un pasado reciente algunos individuos podían llegar a tener más de cuarenta (véase Barahona *et al.* 2000). Son animales predominantemente diurnos y son especialmente activos durante el verano. El periodo de celo tiene lugar en mayo o junio, con puestas en los meses de junio, julio o agosto. La incubación se prolonga durante unos sesenta días. Los cernícalos (*Falco tinnunculus*) son depredadores naturales de juveniles y es posible que los ratoneros (*Buteo buteo*) también consuman ocasionalmente adultos (Cejudo *et al.* 1999).

Amenazas y causas de regresión de los lagartos

La llegada del hombre a Canarias hace más de 2000 años llevó consigo el declive de estos lagartos (López Jurado y Mateo 1995). La presencia de restos óseos calcinados de estas especies en antiguos asentamientos aborígenes prueba que, al menos los ejemplares de mayor tamaño, formaban parte de la dieta humana. Sin embargo serían los gatos que acompañaron al hombre en su aventura los que dieron la puntilla a esta fuente importante de proteínas compuesta de individuos poco avispados, lentos y que apenas ofrecieron resistencia a los felinos (Mateo 2002a). La enorme eficacia depredadora de estos gatos, su gran capacidad de adaptación a los medios más variados y una demografía explosiva están en el origen de la extinción de lagartos, ratas gigantes, aves poco voladoras y otros vertebrados autóctonos (Rando 2003).

La llegada de los colonos europeos también debió afectar a los lagartos gigantes, ya que su presencia se tradujo en un aumento de densidad de habitantes y en la adopción de técnicas de agricultura intensiva. Los lagartos herbívoros pasaron entonces a ser considerados una plaga de viñas y frutales (véase por ejemplo Tello Marquina 1979), por lo que quedaron relegados a unos pocos puntos inaccesibles y alejados. Actualmente el hombre ha dejado de ser un depredador directo del lagarto, pero el gato sigue manteniéndose como la principal amenaza de las escuálidas poblaciones en Tenerife, El Hierro y La Gomera. En esta última isla la situación de los lagartos se ve afectada además por la degradación del risco de La Mérica y por un desarrollo urbanístico desmesurado (Mateo 2002a).

La cronología de los descubrimientos ha sido determinante en el desarrollo de cada uno de los programas de conservación. Así, mientras que en Tenerife y La Gomera se está en los primeros estadios de un plan de conservación, en El Hierro ya se ha pasado con cierto éxito la fase de creación de nuevas poblaciones.

El proceso de recuperación del lagarto gigante de El Hierro

En El Hierro el revuelo que siguió al descubrimiento, provocó un rápido pero irregular proceso que se resume como sigue: **1975.**- Redescubrimiento de la especie y primeros estudios básicos; **1986.**- Nacimiento en cautividad de los primeros lagartos; **1995.**- Inauguración del Centro de Recuperación; **1999.**- Primeras sueltas de lagartos nacidos en cautividad.

Situación de la especie y acciones de conservación

La ubicación de 39 yacimientos paleontológicos y arqueológicos en los que se han encontrado restos, muestra que la distribución de *Gallotia simonyi* estaba ligada a los ecosistemas xerófilos y termófilos de la isla (López-Jurado *et al.* 1999). En la actualidad la única población natural cuenta con alrededor de 250 individuos localizados en menos de cuatro hectáreas en la Fuga de Gorreta, una zona escarpada en el noroeste de la isla (Pérez Mellado *et al.* 1999, García Márquez y Martín Carbajal 2001). El resto de los lagartos vivos se reparten entre los 390 individuos de la población cautiva del Centro de Recuperación e Investigación del Lagarto Gigante de El Hierro (CRILGH) en La Frontera, situado cerca de la población natural, y las tres poblaciones reintroducidas: el Roque Chico de Salmor con alrededor de 40 individuos, el Julan con menos de 30 lagartos y la Dehesa con alrededor de 40 individuos (Silva 2001, Silva y Santana 2003).

Gallotia simonyi está catalogada como una especie "*En Peligro de Extinción*" por el Real Decreto 439/90. El Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España la considera "*En Peligro Crítico*" (Pleguezuelos *et al.* 2002). El lagarto gigante de El Hierro ha sido protagonista de dos proyectos del Programa *LIFE*, el primeros de los cuales, desarrollado entre 1995 y 1997, tenía como objetivo el esclarecimiento de las causas principales de su extinción, la mejora en las condiciones de cría, la selección de los lugares de suelta con liberaciones experimentales y el seguimiento de depredadores potenciales. El objetivo más importante del segundo *LIFE* consistió en la creación de nuevas poblaciones con ejemplares nacidos en cautividad. Dicho proyecto se ejecutó entre junio de 1998 y febrero de 2000.

La totalidad de la población de la Fuga de Gorreta está englobada dentro de la *Reserva Natural Especial de Tibataje*, un área protegida cuyo Plan Director acaba de ser aprobado, y en el que se hace referencia manifiesta a la especie y al cumplimiento estricto de las medidas de conservación sugeridas para la misma. Los Riscos de Tibataje están propuestos como Lugar de Interés Comunitario (*LIC* ES7020003). El CRILGH sirve como único centro de cría de la especie y ofrece además de las instalaciones básicas de cría,

otras de exposición al público que son anualmente visitadas por una 15.000 personas. La producción anual de lagartos ha llegado a ser de más de 100 individuos, aunque podría elevarse fácilmente este número si las circunstancias lo requieren.

Como se ha dicho más arriba, existen en la actualidad tres poblaciones en libertad constituidas por individuos nacidos en las instalaciones del CRILGH o sus descendientes. La primera experiencia fue iniciada en febrero de 1999 en el Roque Chico de Salmor, un islote libre de gatos cercano a El Hierro, de donde procedían los ejemplares con los que se describió la especie (dicha población se extinguió alrededor de 1935). El número de individuos liberados hasta ahora ha sido de 31, que en conjunto se han adaptado sin problemas a las condiciones del Roque, ya que apenas ha habido bajas desde la suelta y las tasas de crecimiento de los individuos se han mantenido similares a las del Centro de Recuperación y superiores a las de la Fuga de Gorreta. Los lagartos se reproducen sin problemas y se han capturado juveniles nacidos en 2001, 2002, 2003 y 2004. El Roque Chico se encuentra incluido en la actualidad en la *Reserva Natural Integral de Roques de Salmor*, una zona protegida cuyo Plan Director se encuentra en fase de redacción. Los islotes y la llamada Punta de Arelmo se encuentran englobados en el *LIC* ES7020099.

La segunda experiencia, prevista en principio para la zona de La Dehesa, tuvo lugar finalmente en El Julan, un área despoblada del sur de El Hierro dentro de los límites del *Parque Rural de Frontera*. La zona ha sido considerada Lugar de Interés Comunitario (*LIC* ES7020002). Los doce primeros lagartos fueron liberados en junio de 1999, completándose la suelta un año más tarde con la reintroducción de dos centenares de individuos (Silva y Mateo 2003). Las lluvias torrenciales caídas en 2001 diezmaron directa e indirectamente a esta población, ya que la muerte por ahogamiento de numerosos individuos estuvo acompañada de la destrucción de las pistas de acceso, lo que hizo inviable el control de gatos en la zona durante varios meses.

Se ha calculado que a finales de 2001 quedaban en la zona alrededor de 80 de los individuos liberados. La vuelta al control de la población de gatos se tradujo en estabilidad para la población de lagartos, que a finales de 2002 seguía manteniéndose alrededor de los 80 individuos (Silva y Mateo 2003). En 2003 el control de gatos y otras acciones en las nuevas poblaciones quedó en manos del Cabildo de El Hierro, quien con escasos recursos humanos y materiales, abandonó el programa de control de depredadores. Un informe realizado por la empresa *Gesplan* S.A. a finales de 2003 estimaba que la población del Julan contaba con unos 20 individuos en octubre de ese mismo año (Silva y Santana 2003).

Durante los cuatro años de seguimiento de la población del Julan, los lagartos han presentado siempre estados físicos aceptables, con marcadas variaciones a lo largo del año (especialmente en las hembras), y con tasas de crecimiento superiores a las observadas en la Fuga de Gorreta. Durante este periodo se han registrado además nacimientos en libertad.

Tras la decidida intervención de la Comisión Europea de Medio Ambiente, en mayo de 2001 tuvo lugar por fin la liberación de 86 lagartos gigantes en La Dehesa. La Dehesa es una finca comunal incluida dentro de los límites del *Parque Rural de Frontera*, englobado en el *LIC* ES7020002. Hasta finales de 2002 la población se mantuvo estabilizada alrededor de los 80 ejemplares, con reproducción espontánea y un estado físico óptimo. Un año más tarde, sin embargo, el informe de Silva y Santana (2003) puso de manifiesto que la ausencia de control de gatos a lo largo de ese año se tradujo en la desaparición de la mitad de los reproductores.

El *Plan de Recuperación* de la especie acaba de ser aprobado en septiembre de 2004. Se trata de un documento ambicioso que, de cumplirse, debería acabar con los problemas presupuestarios y de medios que han venido sucediéndose desde la finalización del último proyecto *LIFE*. Entretanto las labores de conservación se han ido ajustando a planes anuales. En 2002 las acciones llevadas a cabo contaron con un presupuesto cercano a los 60.000 €, una cifra que se ha reducido considerablemente en 2003 y 2004.

Aspectos organizativos

Si en los primeros años que siguieron al descubrimiento del lagarto las acciones de conservación dependían del antiguo ICONA, en los años noventa las competencias sobre medio ambiente fueron progresivamente transferidas al Gobierno de Canarias. Entre 1995 y 2000 el programa de conservación del lagarto fue llevado a cabo por personal de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y de la Asociación Herpetológica Española.

Desde entonces la mayor parte de las competencias medioambientales ha sido progresivamente transferida a los Cabildos Insulares. En agosto de 2002 la Unidad de Medio Ambiente del Cabildo de El Hierro se hizo oficialmente responsable de la gestión de las especies amenazadas. En la práctica, y en espera de la entrada en funcionamiento del *Plan de Recuperación* recién aprobado, la situación del lagarto de El Hierro no ha cambiado (Ver Fig. 1 con organigrama del programa al final de este capítulo).

Hasta el año 2002, la gestión y manejo de las poblaciones reintroducidas, así como el diseño genético de los cruces en cautividad y el seguimiento veterinario estaban en manos de la empresa pública *GesPlan* S.A., que contaba con un técnico y dos opera-

rios dedicados en exclusiva, además de la colaboración de un veterinario adscrito al *Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña* (CRARC). El mantenimiento del CRILGH estaba a cargo de un técnico y dos agentes del Cabildo, y de personal de limpieza y mantenimiento contratados al efecto. Las visitas guiadas a este centro se realizan a su vez desde *El Meridiano*, una empresa pública dependiente del Cabildo. Existe un acuerdo de colaboración entre el Cabildo y la Universidad de La Laguna para realizar trabajos de investigación sobre comportamiento en cautividad.

Desde el 1 de enero de 2003 todas las acciones relacionadas con esta especie son responsabilidad del Cabildo. Al no existir aún un compromiso claro sobre las fuentes de financiación del *Plan de Recuperación*, se corre el riesgo de que las acciones de conservación recaigan exclusivamente sobre la reducida y sobresaturada plantilla de la Unidad de Medio Ambiente del Cabildo.

Planes de futuro para la especie

El futuro del lagarto gigante de El Hierro pasa por la ejecución de su *Plan de Recuperación*, aprobado por fin en septiembre de 2004. Se trata de un documento a revisar cada cinco años que incluye entre sus objetivos las medidas que han sido consideradas necesarias para que la cría en cautividad, la creación de nuevas poblaciones, el seguimiento de las poblaciones ya existentes, el control de gatos y la divulgación permitan sacar en breve al lagarto de la grave situación en la que se encuentra. El carácter *vinculante* del *Plan de Recuperación* debería garantizar la obtención de fondos para alcanzar sus objetivos.

Hasta ahora el programa de conservación ha funcionado con planes anuales que, al menos sobre el papel, debían tener en cuenta las siguientes actividades:

- Mantenimiento de ejemplares bajo condiciones sanitarias adecuadas (seguimiento veterinario, desparasitación, mantenimiento de las condiciones ambientales en los terrarios, dieta y distribución de ejemplares en terrarios).

- Programa de cría en cautividad, incluyendo la selección de cruces y el seguimiento de las puestas.

- Seguimiento de la población de la Fuga de Gorreta mediante la realización de un censo basado en la metodología utilizada en 1997, junto al control de gatos en colaboración con el Ayuntamiento de La Frontera.

- Seguimiento de nuevas poblaciones mediante censos anuales en el Roque Chico de Salmor, El Julan y La Dehesa y control de gatos en El Julan y La Dehesa.

Divulgación

Se han difundido las labores de recuperación y conservación del Lagarto Gigante de El Hierro mediante materiales divulgativos creados para estos fines en ámbitos tan diversos como centro escolares, espacios televisivos locales y nacionales, publicaciones en diversas revistas y congresos científicos internacionales. Por otra parte el proyecto atrae la atención de la prensa en numerosas ocasiones.

Conclusiones

Se puede decir que durante los treinta años de trabajo con este lagarto se han tomado medidas de protección del hábitat, siendo algunas de ellas efectivas; se ha indagado sobre las razones que han llevado a la especie a su crítico estado, se ha puesto en funcionamiento un programa de cría bastante efectivo, y se han llegado a realizar tres reintroducciones con resultados dispares. En lo que se refiere a la sensibilización de la población local es preciso decir que el lagarto gigante ha pasado a ser uno de los símbolos de la isla.

Si en conjunto puede decirse que el camino seguido no ha sido inapropiado, es preciso aclarar que todavía quedan problemas por resolver, siendo algunos de ellos muy graves. Convendría por ello enumerar los más inquietantes:

- La población natural parece estar estabilizada, pero el pequeño número de ejemplares que la compone determina que sea sumamente frágil. Por eso, cualquier fluctuación podría traducirse en su extinción. La única solución pasa por poner los medios adecuados para que el área de distribución de la especie crezca de forma natural o asistida hacia otras zonas del Risco de Tibataje.

- Aproximadamente el 5% de los lagartos se encuentra fuera del área de reserva. Convendría que esta zona quedara completamente englobada dentro del área protegida.

- La diversidad genética de la población cautiva en el CRILGH es reducida, por lo que convendría establecer un plan para aumentarla.

- El reparto de competencias entre administraciones, a veces poco específico, crea desajustes graves en el programa de conservación.

- El control de gatos en la principal población natural (Fuga de Gorreta) sigue siendo una asignatura pendiente y requiere de más medios para el trampeo selectivo en la reserva y de un plan efectivo de censo y esterilización de gatos en los caseríos próximos.

- El programa de control de depredadores no está asegurado a largo plazo, por lo que los planes de reintroducción están sometidos a la arbitrariedad de los cambios

políticos. Para evitar esta peligrosa posibilidad es preciso que estos planes a largo plazo estén consensuados y que se adopten alternativas como la creación de áreas i*mpermeabilizadas,* tal y como fue recomendado en el *Simposio sobre Lagartos Gigantes Canarios Amenazados* (Anónimo 2002).

Las experiencias positivas y negativas adquiridas con esta especie deben utilizarse ahora para que los otros dos lagartos gigantes canarios amenazados lleguen a dejar de estarlo con mayor rapidez y eficacia.

El proceso de recuperación del lagarto moteado en Tenerife

Situación de la especie y acciones de conservación

El descubrimiento de *Gallotia intermedia* ha sido mucho más reciente que el de *Gallotia simonyi*. Este hecho y las peculiaridades de su distribución, fuertemente fragmentada y dispersa, han determinado que las medidas de conservación adoptadas hasta ahora hayan sido diferentes.

En la actualidad se han encontrado lagartos moteados vivos dispersos en 39 micropoblaciones a lo largo de nueve kilómetros en las zonas bajas y de derrubios de los acantilados de Teno, los Gigantes y Guaza dentro del Parque Rural de Teno ubicado al oeste de la isla. Las estimas realizadas por Rando y Valido (2000) en Teno sugieren que el número de lagartos moteados no sobrepasa los 300 ejemplares en esta zona. En 2003 también ha sido hallada una población aislada de esta especie en los acantilados costeros de Guaza al sur de la isla. Dicha población se encuentra actualmente en fase de estudio (A. Martín, com. pers.).

Hoy por hoy, *Gallotia intermedia* está catalogada como una especie "*En Peligro de Extinción*" según Orden de 10 de marzo de 2000. El Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España lo considera "*En Peligro Crítico*", ya que, como hemos podido comprobar, presenta una distribución muy limitada y un reducido número de efectivos agrupados en varios núcleos genéticamente aislados entre sí (criterios B1ab + B2ab; véase Rando 2002).

Actualmente su *Plan de Recuperación* se encuentra en las primeras fases de borrador y no existen previsiones de que sea funcional a corto plazo. Los años 2000 y 2001 contaron con programas concretos de conservación, en los que se investigaron algunos parámetros poblacionales y se tomaron medidas dirigidas a corregir factores de amenaza (Rando y Valido 2000, Rando y López 2001). El periodo que va desde principios

de 2002 hasta mediados de 2004 ha visto una parálisis casi total de las acciones de conservación de la especie, ya que las únicas medidas tomadas se han ceñido a un discreto seguimiento de las medidas tomadas en años anteriores.

El Parque Rural de Teno, que alberga al principal núcleo poblacional conocido de la especie, ha visto aprobado su *Plan Rector de Usos* en 1999 (Decreto 309/1999), y ha sido recientemente considerada *Área de Interés Excepcional para Anfibios y Reptiles* en el catálogo publicado por el Ministerio de Medio Ambiente (ver Mateo 2002b). La existencia de al menos cuarenta poblaciones de lagarto moteado determina que su plan de conservación se incline por la protección y mejora del hábitat en vez de por la creación de nuevos núcleos. Por eso, en la actualidad no existe ningún programa de cría en cautividad dirigido a tal fin, ni probablemente lo haya en el futuro, tal y como sugieren las conclusiones del *Simposium sobre Lagartos Gigantes Canarios Amenazados* celebrado en Santa Cruz de Tenerife en Abril de 2002 (Anónimo 2002). No obstante algunos ayuntamientos de la zona han mostrado su interés en la construcción de un centro de interpretación o similar, entre cuyos objetivos no estaría la producción de lagartos para la suelta. En la actualidad los únicos individuos vivos mantenidos en cautividad son los tipos utilizados para describir la especie.

Aspectos organizativos

A diferencia de lo ocurrido con los lagartos gigantes de El Hierro y La Gomera, el Cabildo de Tenerife ha delegado hasta el año 2002 todas sus competencias en la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias (ver Fig. 2 al final del capítulo). Sin embargo, la entrada en funcionamiento del Decreto 110/2002 ha determinado cambios importantes en esta situación, ya que desde el 1 de enero de 2004 las acciones dirigidas a la conservación de esta especie han sido financiadas y diseñadas desde el Cabildo Insular de Tenerife.

Las acciones realizadas a lo largo de los años 2002 y 2004 han sido llevadas a cabo por un técnico y un operario de la empresa pública *GesPlan* S.A. y por un biólogo contratado como asistencia técnica. El Cabildo de Tenerife ha incluido además la vigilancia del lagarto entre las obligaciones del agente forestal del Parque Rural de Teno.

Planes de futuro para la especie

A pesar de presentar una situación menos crítica que la de los lagartos de La Gomera, por citar un ejemplo, el futuro de *Gallotia intermedia* era hasta ahora el más inquie-

tante de los tres lagartos gigantes. El reciente desbloqueo de las tareas de manejo y conservación en Teno, y el nuevo proyecto de seguimiento de la población de Guaza han supuesto un giro positivo para esta especie. Sería preciso, sin embargo, terminar y aprobar el *Plan de Recuperación* para que estos programas no estén continuamente sometidos a la improvisación. Tampoco sería una mala idea solicitar una ayuda razonable a cualquiera de los programas de financiación existentes, con la que poder llevar a buen puerto este Plan y cualquier otra acción relacionada.

Hasta ahora las acciones propuestas para la conservación de la especie han ido dirigidas a eliminar los factores de amenaza que operan sobre las poblaciones más importantes de *Gallotia intermedia*, garantizando la conservación de las zonas donde se encuentran estas poblaciones, restaurando otras áreas deterioradas con las que posibilitar el crecimiento del número de efectivos y completando el nivel de conocimiento de la especie, especialmente en aquellos aspectos relacionados con su demografía.

Las propuestas de actuación a corto plazo deben seguir incluyendo el control de gatos y ratas allí donde supongan un problema, el acotado y vigilancia de determinados puntos con objeto de evitar la entrada de ganado, gatos y personas, la repoblación con plantas claves en la dieta de los lagartos en zonas empobrecidas, así como la prospección de zonas susceptibles de presentar lagartos moteados en Teno y en el resto de la isla. También se debe revisar el *Plan Rector de Uso y Gestión* del Parque Rural de Teno y las *Normas de Conservación* del Monumento Natural de la Montaña de Guaza para adaptarlos a los nuevos avances, empezando por la acotación de zonas de uso restringido y de exclusión en estas áreas protegidas.

Divulgación

La estrategia adoptada desde el Cabildo de Tenerife ha consistido en dar al lagarto moteado un papel protagonista dentro de las campañas de divulgación dedicadas a los dos espacios protegidos en el que ha sido encontrado, sin llegar a considerarlo una especie bandera. Por eso las actuaciones específicas en el ámbito social han sido escasas, y la divulgación casi se ha limitado a las publicaciones científicas. Incluso la prensa le presta menos atención que a los otros dos lagartos gigantes.

Conclusiones

Podemos concluir que la situación actual de esta especie determina que la estrategia de conservación esté dirigida a la protección de las cuarenta poblaciones conocidas,

y no a la creación de otras nuevas. Por eso no está prevista la construcción de un centro de cría.

A pesar de ello el lagarto moteado es uno de los vertebrados más amenazados de la Unión Europea, cuya conservación depende demasiado de unos presupuestos irregulares e improvisados. El futuro *Plan de Recuperación* debería aclarar de una vez por todas las acciones a realizar, las responsabilidades de las administraciones y, sobre todo, las fuentes de financiación.

El proceso de recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera

Situación de la especie y acciones de conservación

La presencia de grandes lagartos en La Gomera también era conocida desde antiguo, ya sea por los numerosos restos esqueléticos encontrados en las zonas bajas y medias de la isla (Barahona *et al.* 2000), o por algunos textos históricos que hacen referencia expresa a su existencia (Marín de Cubas 1694). La localización de los 32 yacimientos paleontológicos y arqueológicos en los que se han encontrado restos de *Gallotia bravoana* sugiere que el área que ocupaba estaba situada entre el litoral y el límite del monteverde, una franja ligada a los ecosistemas xerófilos y termófilos de La Gomera (Afonso y Mateo in prep.). No fue hasta finales del siglo XX que Hutterer (1985) describiera *Gallotia goliath bravoana* y *G. simonyi gomerana*, dos supuestas especies de lagartos de esta isla.

Como en otros casos ya relatados, la ausencia de citas recientes hizo creer que los grandes lagartos gomeros se habían extinguido definitivamente (véase por ejemplo Mertens 1942). Sin embargo, el descubrimiento casual en 1996 de lagartos de mediano tamaño en los acantilados de Teno (Tenerife) hizo albergar esperanzas de que en La Palma y La Gomera pudieran quedar aún poblaciones relícticas. Por eso en 1999 el Gobierno de Canarias financió un proyecto llevado a cabo por biólogos de la Universidad de La Laguna cuyo objetivo principal consistía en la prospección minuciosa de algunos puntos de estas islas que pudieran albergar lagartos. En junio de ese año se pudo capturar por fin el primer ejemplar de lagarto gigante de La Gomera en la base del Risco de La Mérica (ver Nogales *et al.* 1999).

Este individuo y otros cinco más capturados a lo largo de ese año fueron trasladados a Tenerife y mantenidos en instalaciones improvisadas. Por varias razones, entre las que se encuentran la falta de previsión y la carencia de un plan para devolver en breve los lagartos a su isla de origen, las relaciones entre el equipo descubridor y la Vicecon-

sejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias se enturbiaron, dando lugar a una escalada de agrias declaraciones en los medios (véase por ejemplo Valido *et al.* 2000). Otras instituciones, como el Cabildo Insular de La Gomera y el Ayuntamiento de Valle Gran Rey también tomarían cartas en el asunto, alcanzándose una situación insostenible durante el primer trimestre de 2000.

La firma de convenios entre Gobierno, Cabildo, Ayuntamiento y Asociación Herpetológica Española, así como la construcción de unas instalaciones provisionales en La Gomera (Lagartario de Antoncojo) y el inmediato traslado de los seis ejemplares, lograron desbloquear la situación. Desde entonces se han ido sucediendo nuevas actuaciones que se irán describiendo. El escaso tiempo transcurrido desde entonces ha determinado que el programa de conservación de esta especie esté aún en sus primeras fases.

En actualidad las dos únicas poblaciones conocidas ocupan parte del risco de La Mérica y sus alrededores (Valle Gran Rey), donde se calcula que el número de lagartos no supera el centenar (Mateo *et al.* 2004). También existe una reducida población cautiva en el Centro de Recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera (Valle Gran Rey), compuesta en octubre de 2004 por 44 individuos. Estos números hacen del lagarto gomero uno de los vertebrados más amenazados del planeta. Así, el *Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* considera a *Gallotia bravoana* como una especie "*En Peligro Crítico*" por cumplir holgadamente varios de los criterios mínimos sugeridos por la *UICN* (1992) (B1ab + B2ab + D). Los problemas de taxonomía a los que se ha visto sometida la especie han determinado que aún no haya sido incluida con este nombre en el *Catálogo de Especie Amenazadas de Canarias*.

Estas diferencias de criterios sobre epítetos y categoría taxonómica pudieron llegar a poner en peligro la financiación de su programa de conservación. Sin embargo, en una reacción llena de reflejos, la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias asumió de forma provisional que el lagarto de La Gomera era una subespecie de *Gallotia simonyi,* una opinión que no resulta descabellada ya que es compartida por varios autores, como Bischoff (1998) o Barahona *et al.* (2000), y que le permite acceder a los programas europeos de financiación: *Gallotia simonyi* es una especie incluida en el Anexo 2 de la *Directiva Hábitat*, y cumple por ello los requisitos del programa *LIFE* sin necesidad de esperar varios años a la revisión de los anexos.

Hasta el año 2002 el programa de conservación de esta especie era financiado exclusivamente a través de los presupuestos del Gobierno de Canarias, aunque algunas

acciones concretas han contado además con la ayuda del Cabildo de la Gomera, del Ayuntamiento de Valle Gran Rey y de algunas asociaciones locales. Desde julio de 2002 el lagarto gigante de La Gomera cuenta con la ayuda de la Unión Europea a través del programa *LIFE* (LIFE 02 NAT/E/008614).

Toda el área de distribución está englobada dentro del Parque Rural de Valle Gran Rey, cuyo *Plan Rector de Gestión y Usos* acaba de recibir en noviembre de 2004 su aprobación inicial. Este Plan prevé la creación de una *Zona de Exclusión* dentro de los límites del Parque Rural para proteger a la especie. El risco de La Mérica ha sido propuesto como *Lugar de Interés Comunitario* (*LIC* ES7020127), y ha pasado recientemente a ser considerado un área de *Interés Excepcional para Anfibios y Reptiles* (Mateo 2002a).

Existe un borrador de *Plan de Recuperación*, que probablemente podrá comenzar a ejecutarse antes de 2006. Mientras tanto, el programa de conservación de la especie se rige por planes anuales de trabajo que hasta ahora siempre han incluido cuatro líneas de principales de actuación:

a) Prospección poblacional y protección del hábitat: Esta línea de trabajo tiene como objetivo aumentar el conocimiento sobre la distribución y abundancia de la especie, la diversidad genética de la que se dispone, así como asegurar su viabilidad y conservación. Entre las acciones que se realizan en este apartado se encuentran las que van dirigidas a saber cuántos lagartos quedan y qué estructura poblacional presentan (censo), cómo usan el territorio (distribución precisa, migraciones estacionales, etc.), estudiar algunos aspectos básicos de su biología dirigidos a resolver problemas de conservación (estudio de la dieta, estudio de los parásitos y sus ciclos, tasa de crecimiento, tasa y causas de mortalidad, parámetros fisiológicos básicos y evolución anual del estado físico realizadas mediante convenio con La Fundación Empresa-Universidad de La Laguna, la Asociación Herpetológica Española, el Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña y el Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid), controlar depredadores introducidos (control a pie de risco, control municipal de animales de compañía, campañas de esterilización de gatos) y ungulados (erradicación en la zona de exclusión) en La Mérica y alrededores, o vigilar la zona de exclusión. Actualmente sabemos que la población natural ha pasado de tener menos de 30 individuos en 2001 a superar los 80 en 2004. Igualmente, la estructura de edades también ha cambiado significativamente en este tiempo, pasando de un predominio abrumador de los adultos (en octubre de 2001 sólo se conocía un individuo juvenil) a una fase de mayor equilibrio, en la que los juveniles suponen el 45% del total. La exten-

sión del área de distribución sufre cambios estacionales, y en el periodo de máximo estrés hídrico llega a reducirse a menos de 5.000m^2.

b) Búsqueda de nuevas poblaciones: Aunque se trata de una línea de trabajo que requiere un gran esfuerzo, sus resultados son siempre poco previsibles y asociados a la suerte. A pesar de ello, el crítico estado de la población de La Mérica obliga a mantener esta línea entre las de mayor importancia del plan de conservación. La metodología de trabajo es simple: se hacen encuestas entre personas que conocen bien el territorio (personas mayores, cazadores, cabreros...) y que puedan ofrecer pistas fiables sobre lagartos de gran tamaño. Posteriormente dos escaladores rastrearán palmo a palmo las amplias zonas susceptibles de albergar lagartos. Como se ha dicho más arriba, recientemente se ha descubierto una pequeña población mediante este sistema.

c) Creación de nuevas poblaciones: A largo plazo, la recuperación de esta especie depende de que pueda recolonizar parte de su antigua distribución. Para ello se requiere de un plan de cría en cautividad y de lugares en los que se haya minimizado las causas de su regresión. Por causas obvias, en estos momentos nos encontramos en las primeras fases de esta línea de trabajo: por un lado se está elaborando un catálogo de posibles áreas de suelta, en el que queden establecidas sus ventajas y desventajas; por otro lado, se está creando un núcleo reproductor adecuado para que en un plazo mínimo pueda haber un número suficiente de lagartos disponibles para la suelta. Desde abril de 2000 se han utilizado las instalaciones provisionales de Antoncojo, donde han nacido los primeros individuos en cautividad. Igualmente, desde el primer trimestre de 2003 contamos con el nuevo *Centro de Recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera* (Valle Gran Rey), financiado por el programa europeo *FEOGA-orientación*.

d) Educación ambiental y divulgación: Buena parte de las iniciativas tomadas hasta ahora han ido encaminadas a hacer que se conozca más y mejor a esta especie junto con las acciones de conservación que se están llevando a cabo. Hasta ahora se ha dado preferencia a las charlas y conferencias impartidas entre los colectivos más sensibles y en colegios y centros de educación de la isla (más del 10% de habitantes de La Gomera han asistido hasta ahora a las charlas). Se han editado algunos folletos y carteles de la especie, y se ha abierto una página *web*. También está previsto que en breve salga a la luz nuevo material de divulgación en forma de libro y de boletín anual. La evolución del programa de recuperación de Lagarto Gigante de La Gomera también ha sido dada a conocer a través de los medios generales de comunicación, los medios especializados y a la participación del personal del *Lagartario* en seminarios, simposios y congresos. La prensa escrita, las principales cadenas de televisión, y

alguna emisora de radio han recibido información puntual sobre las noticias más importantes que han tenido lugar. Existen previsiones de construcción de un centro de interpretación en el que se expondrán las causas de la regresión de la especie y las medidas de conservación adoptadas, creando a la vez puestos de trabajo.

Aspectos organizativos

El organigrama expuesto en la Fig. 3 resume la actual situación administrativa, en la que el Gobierno de Canarias, Cabildo de La Gomera y Ayuntamiento de Valle Gran han subcontratado el grueso de las acciones con la empresa pública *GesPlan* S.A, que cuenta con un técnico, un biólogo-escalador, hasta dos escaladores y varios operarios dedicados en exclusiva al lagarto de La Gomera. Esta empresa ha subcontratado, a su vez, las labores de asistencia veterinaria con una ONG (Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña) y de asistencia a la cría en cautividad con una empresa privada (Centro de Investigaciones Herpetológicas). La prevista evolución de las competencias en Canarias, en la que la mayor parte de las acciones pasarían a depender de los Cabildos, deja una incógnita sobre el futuro administrativo del programa. En principio, no parece que vayan a producirse cambios significativos.

Conclusiones

Aunque sólo han pasado cinco años desde su redescubrimiento, se sabe que su situación es crítica (tal vez desesperada). El extraordinariamente reducido número de ejemplares hace que cualquier fenómeno aleatorio pueda extinguirla (por ejemplo, una caída de piedras en el hábitat) y que su variabilidad genética se presuma muy baja. Para colmo las dos únicas poblaciones conocidas se encuentran sometidas a una presión urbanística creciente, y es probable que en pocos años los límites de la zona de exclusión coincidan con el de las construcciones humanas, tal y como prevé el plan de ordenación urbanística municipal aprobado con anterioridad al descubrimiento de los lagartos. Por ello las conclusiones del *Simposio sobre Lagartos Gigante Canarios Amenazados* sugieren la construcción de vallas que las impermeabilicen de sus depredadores (Anónimo 2002).

Hasta ahora la mayor parte de las medidas de conservación adoptadas han ido dirigidas a resolver problemas urgentes (vigilancia, control de gatos en La Mérica, mantenimiento en cautividad de algunos ejemplares con objeto de crear un núcleo reproductor, búsqueda de financiación...) y a fijar las bases de un proyecto sólido a medio y largo plazo (establecimiento de una zona de exclusión dentro del Parque Rural de

Valle Gran Rey, elaboración de un *Plan de Recuperación*, construcción de instalaciones adecuadas...). A partir de ahora la urgencia debe ser progresivamente sustituida por la adopción de otras medidas a más largo plazo incluidas en el *Plan de Recuperación*.

Lecciones generales

Hemos podido comprobar cómo los tres programas de conservación expuestos responden a problemas directamente asociados a la presencia del hombre en las islas. La intensa modificación del paisaje, la llegada de ungulados competidores y, sobre todo, la introducción de depredadores llegados desde el continente, han hecho de éstas y otras islas, lugares poco apropiados para los lagartos gigantes. Se trata, como hemos podido comprobar, de amenazas bien definidas cuya solución definitiva es prácticamente imposible e impensable (¿se imaginan desalojar Tenerife de humanos, cabras, ratas, perros y gatos para dejarla en manos de los lagartos gigantes?). Ni siquiera la erradicación, pongamos por caso, de los gatos se antoja en la actualidad una solución técnicamente viable en islas tan grandes y pobladas, a lo que habría que añadir los imprevisibles efectos que esta eliminación podría tener sobre las poblaciones de otras especies introducidas, como ratas, conejos o ratones.

El caso canario no es ni mucho menos excepcional, y son numerosos los archipiélagos en los que existen reptiles muy amenazados por causas similares (véase Pregill 1986). En estas condiciones, algunos de los programas de conservación de más éxito han apostado por el manejo de poblaciones recluidas en islotes deshabitados próximos a las islas mayores, en los que los factores de amenaza descritos se encuentran muy atenuados. Es el caso, por ejemplo, de los dos tuataras (*Sphenodon punctatus* y *S. guntheri*) en los islotes cercanos a Nueva Zelanda (McIntyre 1997), de la boa de la isla Redonda (*Casarea dussumieri*) cerca de Mauricio (Bloxam y Tonge 1986) o, por poner un caso más cercano, de la lagartija balear (*Podarcis lifordi*), en los islotes que rodean Mallorca y Menorca (Pérez Mellado 2002).

En el caso del lagarto gigante de El Hierro la reintroducción en islotes también se ha demostrado viable y barata, como ha sido el caso del Roque Chico de Salmor. Desgraciadamente esta solución resulta insuficiente para asegurar la supervivencia de cualquiera de las tres especies que hemos tocado, ya que los islotes que rodean Tenerife, La Gomera y El Hierro son escasos y demasiado pequeños. Por eso, para garantizar el futuro de los lagartos gigantes canarios no queda otra solución que recurrir a la conservación de poblaciones localizadas en las islas mayores, recordando que

siempre estarán sometidas a peligros crónicos asociados a la presencia del hombre y que, por lo tanto, van a necesitar el desarrollo de programas y actividades de conservación mantenidos y gestionados permanentemente.

Hacer frente a estos problemas lleva consigo la planificación de acciones que puedan ser asumidas por la administración competente. En este sentido, los cabildos insulares deben disponer de medios adecuados para ello, con personal capacitado suficiente y presupuestos ajustados a las necesidades reales del proyecto. La aprobación de documentos de carácter vinculante, como es el caso de los planes de recuperación, en los que se especifiquen acciones, directrices y dotaciones presupuestarias, resulta por ello fundamental.

En la actualidad nos encontramos con un problema de falta de madurez y preparación de nuestras administraciones en temas relacionados con la conservación. Esta inmadurez se pone de manifiesto, por ejemplo, en la aprobación de normas y *Planes* puramente retóricos, o en la elaboración de presupuestos extraordinariamente variables de un año a otro, que siempre terminan traduciéndose en la falta de continuidad de algunas acciones consideradas indispensables. Pongamos un ejemplo concreto: la eficacia de los planes de reintroducción de lagartos gigantes de El Hierro en El Julan y la Dehesa se ha visto seriamente comprometida por la falta de continuidad del programa de control de gatos una vez finalizado el dinero aportado por el proyecto LIFE. Por esto, los programas de conservación de estas especies deben poner en funcionamiento estrategias alternativas a prueba de parones financieros y políticos más o menos prolongados. En el ejemplo citado, el trampeo diario de gatos podría ser sustituido por una medida más permanente como es la exclusión de predadores mediante el establecimiento de vallas alrededor de las áreas destinadas a la suelta de lagartos. Esta variante puede encarecer *a priori* el programa de control de depredadores alóctonos, pero también minimiza el gasto en los años siguientes y, sobre todo, garantiza la eficacia de la campaña de control, aún cuando la administración deje de interesarse temporalmente por el problema.

La transferencia de las responsabilidades en la recuperación de los lagartos gigantes a los Cabildos Insulares deja en ocasiones el futuro de alguna de estas especies en manos de equipos técnicos poco preparados y de gobiernos más preocupados en explotar económicamente la imagen del lagarto que de su recuperación real. Por eso resulta necesario que Gobierno Canario, Administración Española e incluso Unión Europea velen y se impliquen en la recuperación de estas especies. Está en juego la supervivencia de tres lagartos únicos.

Bibliografía

ANÓNIMO (2002). Conclusiones del Simposio sobre Lagartos Gigantes Canarios Amenazados. *Medio Ambiente Canarias*. 23: 35.

BALOUET J. C. y E. ALIBERT (1990). *Extinct species of the world.* Ed. Barron´s. New York.

BARAHONA F., EVANS S., MATEO J.A., GARCÍA MÁRQUEZ M. y LÓPEZ JURADO L.F. (2000). Endemism, gigantism and extinction in lizards islands: the genus Gallotia on the Canary Islands. *Journal of Zoology (London)* 250: 373-388.

BISCHOFF W. (1998). Bemerkungen zu den "fossilen" Rieseneidechsen der Kanarischen Inseln. In Bischoff W. (Ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. vol. 6 Die Reptilien der Kanarischen Inseln, Selvagens-Inseln und des Madeira Archipels*. Aula Verlag, Wiesbaden. 387-407.

BLOXAM Q.M.C. y S.J. TONGE (1986). The Round Island Boa, Casarea dussumieri, breeding programme at the Jersey Wildlife Preservation Trust. *Dodo* 23: 101-107.

CARRANZA S. (2002). Los métodos moleculares en el estudio de la sistemática y filogenia de los Anfibios y Reptiles ibéricos. Pp. 547-581 *en*: Pleguezuelos J.M., R. Márquez y M. Lizana (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid:.

CEJUDO D., R. MÁRQUEZ, N. ORRIT, M. GARCÍA MÁRQUEZ, M. ROMERO BEVIÁ, A. CAETANO, J.A. MATEO, V. PÉREZ MELLADO y L.F. LÓPEZ JURADO (1999).Vulnerabilidad de Gallotia simonyi (Sauria, Lacertidae) ante predadores aéreos: influencia del tamaño corporal. *Monografías de Herpetología*, 4: 149-156.

GARCÍA-MÁRQUEZ M. y S. MARTÍN-CARBAJAL (2001). *Seguimiento de la población natural de Gallotia simonyi en la Fuga de la Gorreta*. Informe no publicado de la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias. Asociación Herpetológica Española, 33 pp.

HUTTERER, (1985). Neue Funde von Rieseneidechsen (Lacertidae) auf der Insel Gomera. *Bonner zoologische Beiträge*, 36: 365-394.

LÓPEZ JURADO L.F., M. GARCÍA MÁRQUEZ y J.A. MATEO (1999). Descripción de la distribución primitiva del Lagarto Gigante de El Hierro y de su regresión histórica. *Monografías de Herpetología*, 4: 17-26

LÓPEZ-JURADO L.F. y J.A. MATEO (1995). Origin, colonization, adaptive radiation, intrainsular evolution and species substition proceses in the fossil and living lizards of the Canary Islands. Pp. 81-91 *en* Llorente G., A. Montori, X. Santos y M.A. Carretero (eds.). *Sciencia Herpetologica*, AHE Barcelona.

MATEO J.A. (2002a). Lagarto gigante de La Gomera (Gallotia bravoana). Pp. 198-199 *en*: Pleguezuelos J.M., R. Márquez y M. Lizana (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

______ (2002b). Áreas importantes para la herpetofauna española. Pp. 483-545 *en*: Pleguezuelos J.M., R. Márquez y M. Lizana (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

MATEO J.A., J. DARIAS y O. AFONSO (2004). *Plan de Recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera* (Informe Intermedio Proyecto LIFE NAT 02/). Informe no publicado del Gobierno de Canarias, La Laguna.

MATEO J.A., M. GARCÍA MÁRQUEZ, L.F. LÓPEZ JURADO y F. BARAHONA (2001). Descripción del lagarto gigante de La Palma (Islas Canarias) a partir de restos subfósiles. *Revista Española Herpetológica*, 15: 53-59.

MATEO J.A. y L.F. LÓPEZ JURADO (1992). Study of dentition in lizards from Gran Canaria (Canary Islands) and its ecological and evolutionary significance. *Biological Journal of the Linnean Society* 46: 39-48.

MATEO J.A., J.L. SILVA y O. AFONSO (2003). Gatos asilvestrados y Lagartos Gigantes en Canarias. Pp 6-23 *en:* J.L. Rodríguez Luengo (ed.). *Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal* Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias, La Laguna.

MCINTYRE M. (1997). *Conservation of the Tuatara*. Victoria University Press, Wellington.

MERTENS R. (1942). Lacerta goliath n. sp., eine ausgestorbene Rienseneidechse von den Kanaren. *Senckenbergiana*, 25: 330-339.

NOGALES, M., A. VALIDO, J.C. RANDO y A. MARTÍN (1999). *Estudio de la distribución del lagarto moteado (Gallotia sp.) en Tenerife, incluyendo la búsqueda de otros reptiles similares en La Gomera y La Palma*. Informe no publicado de la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias, 118 pp.

PÉREZ MELLADO, V. (2002). Podarcis lilfordi (Günther, 1874); Lagartija balear. Pp. 247-249 *en*: Pleguezuelos J.M., R. Márquez y M. Lizana (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

PÉREZ-MELLADO, V., M. ROMERO-BEVIÁ, A. DE LA TORRE, M. VICEDO y J. GARCÍA-SIRVENT (1999). Hábitat, distribución actual y tamaño de la población de Gallotia simonyi en la isla de El Hierro (Islas Canarias). *Monografías de Herpetología*, 4: 27-41.

PLEGUEZUELOS J.M., R. MÁRQUEZ y M. LIZANA, (eds.) (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid, 584pp.

PREGILL, G. (1986) Body size of insular lizards: a pattern of Holocene dwarfism. *Evolution* 40: 997-1008.

RANDO J.C. (2002). *Gallotia intermedia* Hernández et al., 2000. Lagarto canario moteado, Caimán. Pp. 204-205 En *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos J.M., R. Márquez, M. Lizana, Eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

______ (2003). Animales extintos o en peligro de extinción en La Gomera. *Eseken*, 21: 6-7.

RANDO J.C. y M. LÓPEZ (2001). *Actuaciones para la conservación del Lagarto Canario Moteado (Gallotia intermedia).* Informe no publicado de la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias, 104 pp.

RANDO J.C. y A. VALIDO ET AL. (2000). *Estudio de la situación del Lagarto Moteado Canario (Gallotia intermedia) y Propuesta de Plan de Recuperación.* Informe no publicado de la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias, 120 pp.

SALVADOR A. y J.M. PLEGUEZUELOS (2002). *Reptiles Españoles*. Canseco Editores, Talavera de la Reina. 493 pp.

SILVA J.L. (2001). *Plan de Recuperación del Lagarto Gigante de El Hierro*. Memoria 2001. Informe no publicado de la Consejería de Política Territorial del Gobierno de Canarias, 37 pp.

SILVA J.L. y J.A. MATEO (2003). El lagarto gigante de El Hierro: El programa de Reintroducciones y Reflexiones sobre su recuperación. *Medio Ambiente Canarias*, 25.

SILVA J.L. y M. SANTANA (2003). *Programa de Recuperación del lagarto gigante de El Hierro (Gallotia simonyi*). Informe de *GesPlan* no publicado, para la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias.

TELLO MARQUINA J.C. (1979). Los lagartos (Lacerta sp.), una plaga de algunos cultivos de la Islas Canarias. *Anales del INIA. (ser. Protección Vegetal),* 9:183-196.

VALIDO A., J.C. RANDO, M. NOGALES y A. MARTÍN (2000). Especial El Lagarto Gigante de La Gomera. *Eseken*, volumen especial. 20pp.

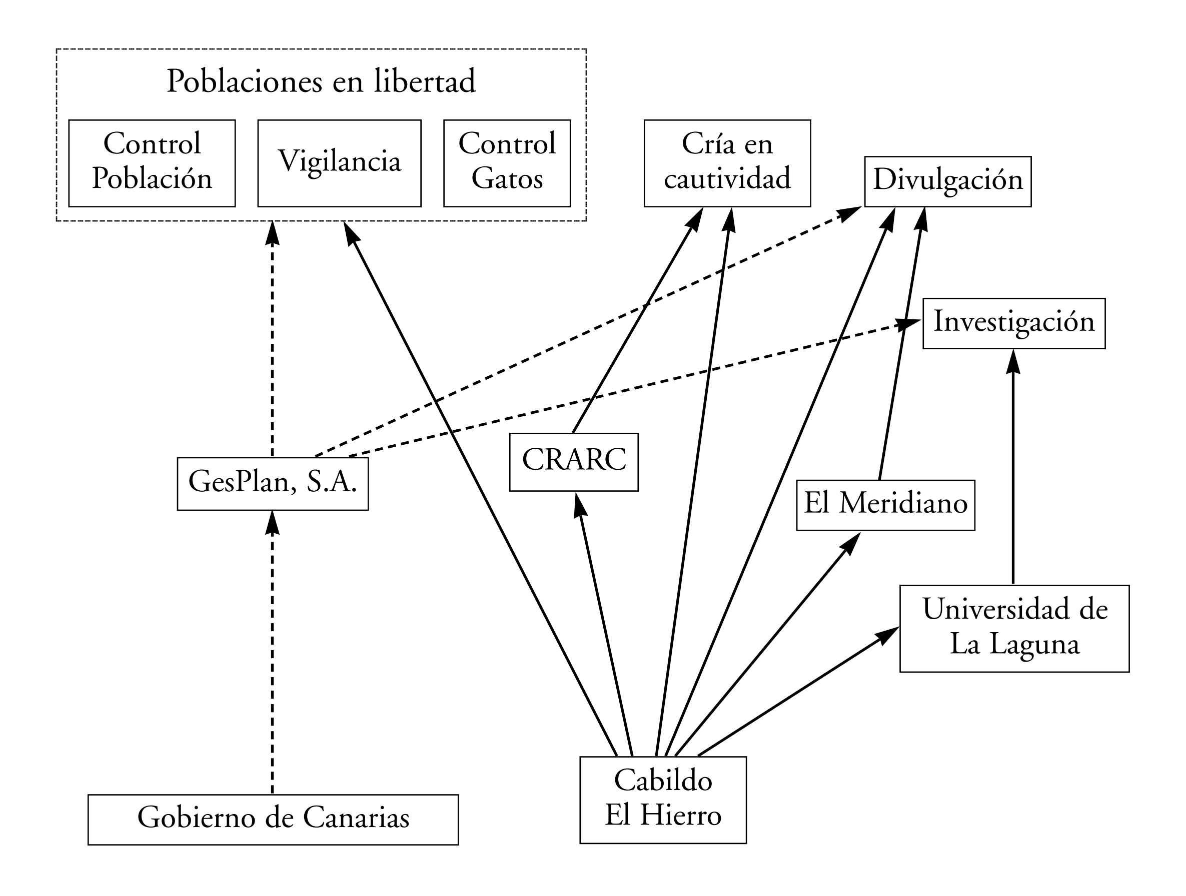


Fig. 1. Organigrama de las acciones de conservación del lagarto gigante de El Hierro (en trazo discontinuo acciones llevadas a cabo hasta diciembre 2002).

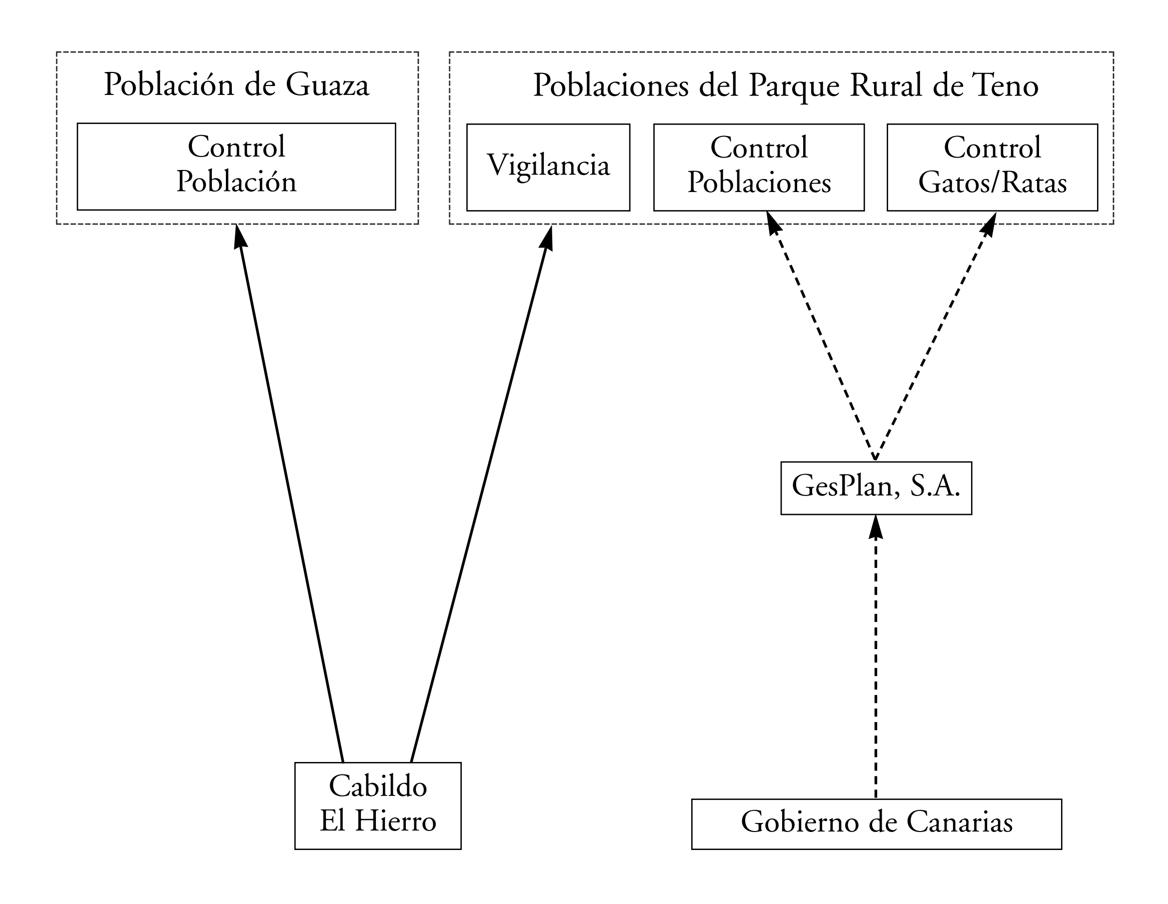


Fig. 2. Organigrama de las acciones de conservación del lagarto moteado (en trazo discontinuo acciones llevadas a cabo hasta diciembre 2002).

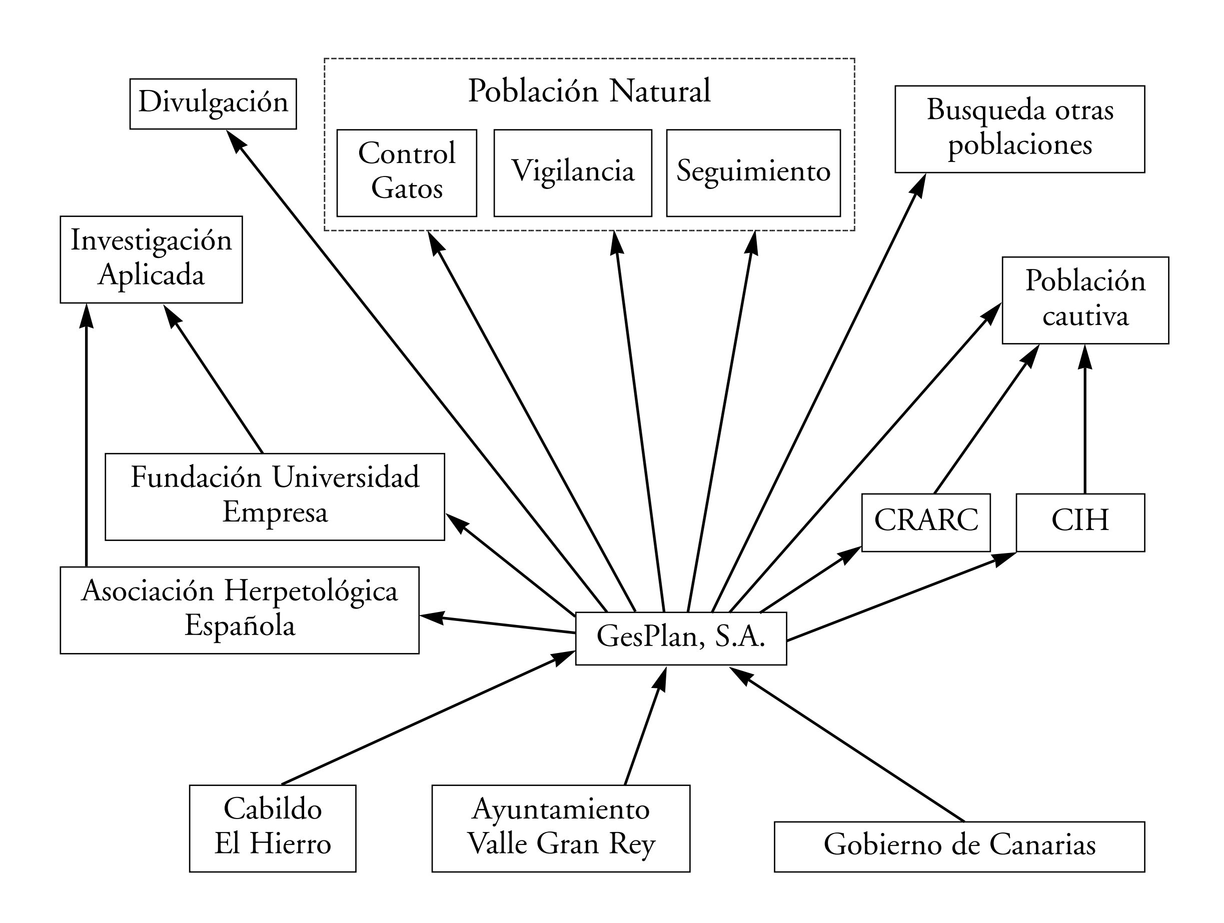


Fig. 3. Organigrama de las acciones de conservación del lagarto gigante de La Gomera.

8

LA CONSERVACIÓN DE AVES ACUÁTICAS EN AMBIENTES DINÁMICOS

El caso de la cerceta pardilla y la malvasía cabeciblanca en la Comunidad Valenciana

José Luis Echevarrías Escuder

La Comunidad Valenciana alberga una gran cantidad de humedales litorales, cuya importancia está ampliamente reconocida en el ámbito internacional. El fuerte desarrollo económico establecido en el arco mediterráneo pone en peligro la conservación de estos ecosistemas, los cuales sirven de soporte a poblaciones de anátidas cuya distribución occidental es circunmediterránea. La malvasía cabeciblanca y la cerceta pardilla son dos especies de anátidas catalogadas como en peligro de extinción que cuentan recientemente en la Comunidad Valenciana con los mayores núcleos reproductores de Europa Occidental, lo que supone una gran responsabilidad de conservación por parte de la administración autonómica de esta región. En la conservación de especies no sólo actúan factores de índole ambiental con su correspondiente grado de incertidumbre, sino que también actúan factores de tipo técnico y administrativo, que en ocasiones tienen un peso muy importante en los resultados de las políticas de conservación. Del buen ensamblaje de todos estos aspectos y su engrasado permanente para su buen funcionamiento va a depender el éxito de la conservación de las especies.

1. El caso de la Cerceta Pardilla (Marmaronetta angustirostris)

Aspectos biológicos

Esta anátida posee una distribución mundial fragmentada y situada en la región Mediterránea, Asia central y suroccidental y África occidental. En cuanto a la región Mediterránea occidental, nidifica en España, Marruecos, Argelia y Túnez, e inverna en esos países y al sur del Sahara (Green 1993, Navarro y Robledano 1995)

En España, hay en dos grandes núcleos poblacionales: el de Andalucía (las marismas del Guadalquivir) y el de la Comunidad Valenciana (El Hondo y las Salinas de

Santa Pola). También cría regularmente en otros humedales fuera de estas zonas como la Cañada de las Norias en Almería, así como en L'Albufera y el Marjal del Moro en Valencia (Navarro y Robledano 1995, Green y Navarro 1997, Yuste 2000). Se trata igualmente de una nidificante ocasional en otros humedales de Andalucía y la Comunidad Valenciana, así como en Castilla-La Mancha, Mallorca y Fuerteventura. En invierno generalmente las aves migran al Magreb, pero en ocasiones se registran concentraciones invernales en las Marismas del Guadalquivir y en El Hondo.

A pesar de ser considerada como una especie primitiva dentro del grupo de los porrones (Livezey 1996), se comporta como un pequeño pato de superficie, alimentándose generalmente en profundidades menores de 20 cm (Green y Hamzaoui 2000). En consecuencia, es una especie que utiliza hábitats de aguas someras, ricas en vegetación acuática emergente y sumergida, especialmente en humedales salobres, temporales o semipermanentes (Green 1993, 1998, 2000b, Navarro y Robledano 1995). Su dieta se basa principalmente en semillas de plantas acuáticas e invertebrados, en su mayor parte larvas de dípteros quironómidos. Es una especie adaptada a las fluctuaciones espacio-temporales en la disponibilidad del hábitat, realizando en consecuencia movimientos nomádicos. Realiza una altísima inversión en la reproducción cuando encuentra las condiciones adecuadas, y en consecuencia, tiene una puesta mayor que cualquier otra anátida europea, siendo normales las nidadas de más de 10 huevos. Además posee una tasa de mortalidad alta, traduciéndose en fluctuaciones agudas en el tamaño poblacional (Green *et al.* 1999, Green 2000b).

Valverde (1960, 1964) y Navarro y Robledano (1995) proporcionan mucha información histórica sobre el estatus de esta especie, especialmente en las marismas del Guadalquivir. Era el pato nidificante más común en las marismas a fines del siglo XIX, criando en gran número en el Coto del Rey (Valverde 1960). Se observaban bandos de más de mil aves en la década de 1910, y se llegaron a cazar 500 en un mismo día en agosto 1926. Este último autor consideró que la especie ya había sufrido a finales de la década de 1950 una "desaparición extraordinaria", estimando en unas 100-200 las parejas nidificantes en un año medio. En cambio, Hidalgo (1991) estima un contingente reproductor de al menos 300-500 parejas para las décadas de 1950 y 1960. Se ha estimado el número de parejas reproduciéndose en las Marismas del Guadalquivir entre los años 1984 y 1988 en 150-250 parejas (García *et al.* 1986, Máñez 1991). La calidad y extensión del seguimiento de la especie aumentó en los años 90, alcanzando su máximo con el comienzo de censos nacionales coordinados de cerceta pardilla en el año 1994. Debido sobre todo a la casi desaparición de la especie como nidificante en las Marismas del Guadalquivir en el Parque Nacional de Doñana,

desde el año 1991 el número de parejas avistadas en esta zona ha variado desde cero –tal y como sucedió en 1995, un año extremadamente seco– hasta el centenar de parejas en los primeros años de este siglo.

En el otro núcleo reproductor importante –los humedales sudalicantinos– hay menos información histórica. Se estimaba la reproducción en unas 200 parejas en los años 60 (Navarro y Robledano 1995). Entre 1985 y 1994 había aproximadamente unas 10-30 parejas, pero entre 1995 y 2000 los niveles de cría aumentaron, variando entre las 31-48 parejas en 1995 y las 84-133 parejas en 1997. Sin embargo, tan sólo 28-33 parejas fueron registradas en 2001, siguiendo esta tónica en los años siguientes. Pequeñas concentraciones de 1-6 parejas han empezado a criar de modo regular en otros humedales desde el año 1992, sobre todo en la Cañada de las Norias (Almería), Albufera de Valencia y Marjal del Moro (Valencia). En resumen, el número de aves nidificantes en España ha variado desde 1990 entre unas 50 y 500 aves, sobre todo en función de la disponibilidad de hábitat.

La población del Mediterráneo Occidental se distribuye en España, los países del Magreb y África Occidental. Alberga esta población unos 5.000 ejemplares, siendo éste un censo registrado sólo en algunos inviernos, y con una fluctuación interanual muy importante (Bos *et al.* 2000, Green 2000a). La población mundial invernante se estima en unos 14.000-24.000 ejemplares (Rose y Scott 1997). No hay evidencia de movimientos e intercambio de individuos entre la población occidental y las poblaciones del Mediterráneo oriental y asiáticas.

El cuadro 1 presenta la evolución de las parejas reproductoras en el ámbito nacional durante el siglo XX, donde se observa la disminución en importancia de las Marismas del Guadalquivir y el aumento de los humedales del sur de Alicante en la última década.

	1900	1950-1969	1985-1991	1995	1997	2000
Marismas del Guadalquivir	>1.000	100-500	25-250	0	30-50	>54-65
Humedales sudalicantinos	?	200	10-30	31-48	84-133	47-62
Otros	?	?	?	7	19-20	13
TOTAL	>1.000	>300-700	>35-280	38-45	133-203	114-140

Cuadro 1. Estimaciones del número de parejas reproductoras de cerceta pardilla en España durante el siglo XX
Fuente: Datos procedentes de los coordinadores de los censos nacionales coordinados de Cerceta pardilla: Echevarrías, J.L.; Green, A.; Navarro. J.D. y Raya, C.

Amenazas para su conservación

La cerceta pardilla está catalogada como mundialmente amenazada (BirdLife International 2000). Al ser una especie acuática con una distribución centrada mayoritariamente en humedales costeros someros y estacionales que utiliza relativamente poco los humedales artificiales y permanentes, la destrucción continua de estos tipos de humedales costeros destaca como la amenaza más importante para su conservación. (Green 1993, 1996, 2000b). La caza ilegal ha sido tradicionalmente un grave problema para la especie. Hoy en día, gracias a las medidas de conservación puestas en marcha tanto para la especie como para su hábitat, esta actividad ha disminuido. No obstante, sigue siendo una seria amenaza en algunas zonas –especialmente en Levante–, ya que pocos cazadores la distinguen de otras especies de patos declarados cinegéticos (Navarro y Robledano 1995, Green 1996). Así, las bajas de adultos motivadas por esta causa en el periodo de otoño-invierno merman el contingente reproductor de forma considerable.

Otro grave peligro es la altísima concentración de la población reproductora de la especie en pocos humedales. A partir de los datos provenientes de los censos nacionales entre 1991 y 2001, aunque se han registrado 964 parejas reproductoras en 23 humedales, el 85% de éstas se concentran tan sólo cuatro humedales: los parques naturales de El Hondo y Las Salinas de Santa Pola en la Comunidad Valenciana, y las Marismas del Parque Natural y del Parque Nacional de Doñana en Andalucía. Esto supone un riesgo muy alto para la conservación de la especie, dadas las amenazas existentes en los humedales en general. En concreto el Parque Natural de El Hondo (PNEH) alberga el 52% del total de las parejas reproductoras registradas, y dicho humedal presenta unas incertidumbres en su conservación muy notables, tal y como se señala más adelante, poniendo en peligro la recuperación y conservación de la especie.

Entrando más en detalle en las amenazas que pesan sobre la especie en la Comunidad Valenciana, habría que añadir a las anteriores, la pésima calidad del agua que abastece a los humedales importantes para la especie. En concreto en el PNEH existe un gravísimo problema con la calidad de las aguas, las cuales proceden fundamentalmente de la desembocadura del río Segura (uno de los más contaminados de España) y azarbes con aguas de drenaje agrícola y residuales de todo tipo. Como ejemplo del efecto de este problema, se han sucedido mortandades masivas de cientos de ejemplares de la especie por intoxicación por organofosfatos, salmonelosis, botulismo y otras enfermedades oportunistas en 1997 y 1999 (Anónimo 1998). En este humedal, la cantidad y gestión de los niveles de agua aparecen como otro grave problema para la especie, ya que ésta tiene un uso mayoritariamente agrícola, lo que provoca cambios

bruscos en los niveles de agua o la falta total de ésta cuando las aguas no son bombeadas hacia el humedal cuando no se consideran como aptas para dicho uso en su origen.

Una proporción muy alta de las cercetas pardillas que se asientan en el PNEH y otros humedales levantinos padecen plumbismo, una intoxicación producida por altas dosis de plomo en el organismo como consecuencia de la ingesta de perdigones de plomo de origen cinegético, al ser confundidos por gravilla o semillas. En este humedal se han registrado unas densidades de plomo de las más altas conocidas en la bibliografía existente (800 perdigones/m^2) (Bonet *et al.* 2004).

Otras amenazas observadas y no suficientemente valoradas son las interacciones negativas de la cerceta pardilla con otras especies. Una de ellas es el calamón (*Porphyrio porphyrio)*, cuyas poblaciones han experimentado una fuerte expansión en la península ibérica y en la Comunidad Valenciana. Dicha especie se alimenta, entre otras plantas, de ejemplares de *Scirpus littoralis* cuyas semillas son parte importante de la dieta otoñal de la especie en el Hondo y las Salinas de Santa Pola. Otro factor a considerar es la alta densidad de carpas y mugílidos que experimentan los cuerpos de agua de estos dos parques naturales, ya que ambas especies ícticas poseen un espectro alimenticio muy amplio que incluye a las principales presas de la anátida (larvas de quironómidos, por ejemplo).

Integración de la investigación en la gestión

La investigación de la cerceta pardilla hay que centrarla en dos referentes principales: el Grupo Ornitológico *Marmaronetta*, impulsado por la tenacidad y la ilusión de José Damián Navarro Medina, y la Estación Biológica de Doñana (EBD) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, en la figura del Dr. Andy Green, referente internacional sobre la especie. La Generalitat Valenciana ha impulsado igualmente la investigación científica de la especie en los últimos años. Antes de la concesión del proyecto Life-Naturaleza por parte de la Comisión Europea, esta administración autonómica encargó una serie de trabajos al Grupo Ornitológico *Marmaronetta* (GOM), dirigidos a conocer con fiabilidad el estatus de la población de la especie en la Comunidad Valenciana.

Con la concesión de un proyecto Life-Naturaleza, la Generalitat Valenciana planteó a finales del año 1998, el establecimiento de un convenio de colaboración entre la Generalitat Valenciana-Consellería de Medio Ambiente y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas-EBD para la realización de un estudio del uso del hábitat de la cerceta pardilla en el PNEH y Las Salinas de Santa Pola. La línea de investigación principal era caracterizar el hábitat de la especie en los humedales sudalicantinos

y mejorar el conocimiento de la biología de esta anátida. Desde la administración se requería de esta investigación un mayor y más concreto conocimiento de los requerimientos de hábitat de la especie, a fin de mejorar las condiciones existentes de los humedales donde se desarrolla, evitando amenazas y potenciando la capacidad de acogida de dichos humedales, así como poder favorecer la presencia de estas características de hábitat en otros humedales con adecuada potencialidad. El vacío de conocimientos sobre la ecología de la especie era manifiesto en los años previos a la realización de este convenio de colaboración (Tucker y Heath 1994). Los trabajos de campo se llevaron a cabo durante los años 1999 y 2000 principalmente, publicándose los principales resultados entre los años 2000 y 2004, lo que implicado un aumento muy significativo en el conocimiento disponible sobre esta anátida.

Las preguntas iniciales planteadas en este convenio de investigación fueron las siguientes: ¿Cuáles son los factores más importantes que limitan la distribución de la cerceta pardilla en los diferentes momentos del ciclo vital? ¿Qué evidencias existen de que las perturbaciones humanas influyan sobre la distribución diurna de la especie? ¿Cuáles son los niveles de agua más adecuados en cada momento para facilitar la disponibilidad de alimento requerida por ésta? ¿Qué problemas de integración en la población silvestre presentan los pollos capturados si permanecen en cautividad y posteriormente son liberados? ¿Cuáles son las causas de mortandad más importantes de la población de cerceta pardilla en la Comunidad Valenciana? ¿Qué actuaciones de gestión y manejo de los humedales valencianos se podrían llevar a cabo para aumentar la supervivencia de la especie, y para mantener o aumentar el número de parejas reproductoras en la zona?. Evidentemente, esta larga lista de preguntas no puede ser contestada totalmente con una investigación realizada durante dos años de trabajo de campo y su posterior análisis. De una forma muy escueta y simple se puede decir que este estudio ha confirmado que la cerceta pardilla es fuertemente dependiente de microhábitats estructurales complejos con mucha vegetación emergente y sumergida, y con zonas más o menos someras debido a su necesidad de forrajear en zonas ricas en alimento. Esto, que en principio puede resultar muy general y poco concreto, se desarrolló en el informe final del convenio a través de una serie de resultados y recomendaciones concretos destinados a aconsejar a los gestores para establecer una línea de actuación que siente las bases de la recuperación de la especie.

Por ejemplo, dentro del proyecto Life se contempló la creación de un sistema lagunar formado por dos lagunas de 6 y 18 hectáreas en la finca El Rincón del PNEH especialmente diseñado para cumplir con los requerimientos de hábitat de la especie. Tanto en su diseño como en su gestión, se recogieron las indicaciones del equipo investigador;

obteniéndose como resultado, sólo contemplando lo que concierne a esta especie, la cría de una pareja en el año 2004 (al tercer año de haber sido inundado el sistema lagunar) y la concentración post-reproductora más elevada de la península durante los últimos años (500 ejemplares) en los meses de septiembre y octubre de 2004. Esto indicaría, en contra de la opinión bastante general que piensa todo lo contrario, la relevancia de los estudios así realizados. Hasta el momento, la creación del complejo lagunar es uno de los pocos casos en los cuales se han seguido las recomendaciones de los estudios científicos, no aplicándose de una forma generalizada el resto de las conclusiones y recomendaciones. En concreto se proponen ocho aspectos nuevos de investigación y cuatro actuaciones de gestión favorables a la especie. Esta forma de presentar los resultados coincidiría *a priori* con lo que un gestor esperaría de un estudio aplicado. Sin embargo, después de cinco años no se ha abordado una discusión sobre las implicaciones del estudio en la toma de decisiones con el fin de mejorar el proceso de recuperación.

De momento, los estudios nos han aportado varias ideas útiles para la gestión. En primer lugar, ahora sabemos mucho más de la alimentación de la especie en El Hondo. Se ha identificado igualmente el plumbismo como una amenaza muy seria que antes era desconocida; que las sueltas realizadas tras la temporada cinegética de los individuos recolectados como pollos y mantenidos en centros de recuperación para completar su crecimiento, no han servido para reforzar la población y que, por lo tanto, deben ser modificadas. También sabemos que se ha producido un cambio muy importante en la presencia del bayunco *Scirpus littoralis* en El Hondo, lo cual afecta a su alimentación en la fase postreproductora y que es necesario el establecimiento de un plan de gestión de la comunidad piscícola para evitar interacciones negativas entre especies como la carpa y los mugílidos con la cerceta pardilla.

El problema es que dos años de muestreo sólo nos servirán para explicar los procesos en un corto periodo de tiempo y para poco más. Pero no nos ayudarán a entender las dinámicas de las especies a largo plazo, menos aún en ambientes con una variabilidad "irritante". Por lo tanto, el establecimiento de líneas de investigación como tales (no trazos, sino líneas estables) ya sean de carácter básico o más específicas, es fundamental para seguir mejorando en la recuperación de la especie. En términos concretos, esto debería prevenir la suspensión de la investigación sobre la especie y su hábitat cuando finalice el proyecto Life-Naturaleza.

Acciones de conservación y aspectos organizativos

El liderazgo de la ejecución de las acciones de conservación de la cerceta pardilla en la Comunidad Valenciana siempre ha correspondido a la Consellería de Medio Ambien-

te de la Generalitat Valenciana (hoy Consellería de Territorio y Vivienda). En la primera mitad de los 90, ésta encargó la redacción del Plan de Recuperación de la Cerceta Pardilla en la Comunidad Valenciana a la consultora Ambiental, S.A. Dicho documento fue presentado en septiembre de 2002, sin que las propuestas incluidas en él hayan sido traspuestas a un texto legislativo para su aprobación. Quizás ahora con la aprobación del Catálogo Valenciano de especies de fauna amenazada en 2004 existan las condiciones adecuadas para su aprobación.

Durante los años 1994, 95 y 96 las acciones de conservación se centraron en salvar las polladas de cerceta pardilla que quedaban atrapadas en el Azarbe del Convenio. Este azarbe es una infraestructura lineal que atraviesa el PNEH kilómetros por la mejor zona de nidificación para la cerceta pardilla a lo largo de 5 con las paredes y base de obra que imposibilitan la salida a cualquier especie no voladora que caiga en ella. Por muchos años esta estructura ha supuesto una importante causa de mortandad de las polladas de cerceta pardilla que buscaban alimento en sus aguas junto con sus madres y posteriormente morían por no poder salir. Durante esos años la dirección del Parque mantenía un sistema de vigilancia para detectar y sacar todas las polladas de aves acuáticas y demás especies que caían en el azarbe. Dichos ejemplares, si no podían reinsertarse inmediatamente en el medio, se trasladaban a los centros de recuperación de la Generalitat Valenciana. Posteriormente, los individuos eran soltados en el medio, generalmente tras la temporada de caza, para evitar pérdidas de ejemplares por esta actividad. Otra acción de conservación relevante fue la prohibición de la actividad cinegética en el mayor coto del PNEH (1.000 Ha.) desde el año 1996 hasta la fecha. La concentración en dicho coto de la mayoría de la población existente tanto de cerceta pardilla como de malvasía cabeciblanca, así lo requería para su conservación. Sin duda esta decisión ha sido de capital importancia para la recuperación de la malvasía cabeciblanca y, aunque en menor grado, también para la cerceta pardilla.

No es hasta finales de la década pasada que se comienza a trabajar a fondo y de una manera planificada en la recuperación de la especie, yendo más allá de unas cuantas acciones puntuales, con la formulación de un proyecto Life-Naturaleza en 1995. En su redacción intervinieron técnicos de la Consellería de Medio Ambiente, con la participación del GOM y la EBD. En su posterior desarrollo el primero colaboraría en el seguimiento de la población de la especie y la segunda en el seguimiento científico. El proyecto fue aprobado en 1996 por la Comisión Europea, para un periodo de 1997-1999, con una prórroga de un año para el 2000.

La estructura del equipo de trabajo se planificó inicialmente con el siguiente organigrama: La Dirección del PNEH actuaría como director del proyecto y supervisaría las tareas del coordinador, que correspondería a un técnico del Servicio de Parques Naturales responsable de llevar a cabo las tareas propias del proyecto. Posteriormente, dicha planificación inicial se transformó en dos organigramas separados donde no existía una dirección clara del proyecto y las acciones que afectaban al medio fueron realizadas por el Servicio de Parques Naturales, mientras que las acciones encaminadas al conocimiento y seguimiento de la especie fueron llevadas a cabo por el Servicio de Protección de Especies. Dentro de este marco, el coordinador del proyecto debía "ensamblar" este organigrama para poder ejecutar el proyecto de acuerdo con el cronograma establecido con la Comisión Europea. El cuadro 2 presenta de forma esquemática las acciones realizadas en el Proyecto Life de la cerceta pardilla, con sus objetivos y resultados obtenidos.

El principal problema organizativo del programa de recuperación procede de la descoordinación existente entre los responsables de la conservación de especies y los de espacios o áreas protegidas, sumándose a este conflicto de competencias el departamento responsable de la gestión de la caza y la pesca en el territorio. Así, existe una evidente carencia de coordinación horizontal dentro del organigrama de la Consellería de Territorio y Vivienda, lo que implica a menudo demasiados problemas para llevar a cabo las diferentes acciones, desembocando además en recelos con mayor frecuencia de lo deseado.

La ejecución del proyecto Life resultó especialmente difícil debido tanto a la complejidad de las propias acciones en él incluidas (ver cuadro 2), como a la descoordinación entre los diferentes servicios responsables dentro de la administración valenciana. Hasta el ecuador del proyecto prácticamente no se realizó ninguna acción por la falta de una dirección del mismo, factor que condicionó evidentemente su desarrollo y la viabilidad de algunas de las acciones. El equipo de trabajo ha sido en ocasiones demasiado reducido. Esto se ha notado especialmente cuando ha sido necesario llevar a cabo planificaciones y acciones en las que se necesitaba la participación de técnicos de distintas especialidades; como, por ejemplo, a la hora de redactar proyectos de obra (la administración cuenta con un equipo numeroso de ingenieros) o establecer unas campañas adecuadas para la difusión del proyecto y sus objetivos (existiendo un departamento de educación ambiental, no se pudo realizar la campaña bajo la supervisión del personal especializado, por "dificultades" entre las correspondientes direcciones generales). La falta de equipos multidisciplinares conduce con demasiada frecuencia a errores que un equipo formado por una única persona difícilmente puede prever. Igualmente, la rigidez del organigrama de la administración pública dificulta el poder disponer adecuadamente de la gran variedad y capacidades del personal que trabaja en ella.

Acción	Objetivo	Método	Resultado
Seguimiento y Control de la Población.	Realización de censos periódicos en toda la C. Valenciana.	Equipo de censadores especializados.	Se conoce los cambios en la abundancia de la población.
	Seguimiento de las amenazas sobre la especie.	Visitas periódicas a las diferentes zonas (seguimiento visual).	Se dispone de censos de nidificantes. Se conocen todas las zonas con presencia de la anátida en el periodo 1997-2000.
Estudio del uso del hábitat.	Conocer los requerimientos del hábitat de la especie.	Dos años de investigación con trabajo de campo en el PNEH y Salinas de Santa Pola	Resultado de la investigación en formato de Tesis Doctoral. Recomendaciones de gestión.
Medidas de protección del hábitat	Adecuación de saladares para su uso por la especie	Actuaciones en el PNEH Actuaciones en la Marjal del Moro	Creación de un sistema lagunar diseñado para la especie con resultados positivos tanto en reproducción como concentración de ejemplares en época postreproductora. Restauración de zonas de saladar con mantenimiento de la población nidificante.
Proyecto piloto de cambio de usos cinegético-piscícolas a usos educativos	Lograr el cambio de uso cinegético-piscícola a educativo en zonas importantes para la especie	Establecimiento de convenio o pagos compensatorios	No se ha llevado a cabo por dificultades administrativas.
Medidas de protección de los individuos	Obras de modificación en el Azarbe del Convenio para evitar pérdidas de individuos de la población.	Hacer transitable un canal de obra al paso de las polladas de esta anátida.	Esta infraestructura ya no supone una barrera para su paso.
Educación Ambiental	Dar a conocer la importancia de la especie y su hábitat	Campañas de divulgación y edición de material didáctico	Charlas en institutos y colegios, visitas a los humedales donde se presenta la especie.

Cuadro 2. Desarrollo y cumplimiento del Plan de Conservación de la cerceta pardilla en la Comunidad Valenciana, de acuerdo con el Proyecto Life desarrollado entre 1997-2000

Dentro de este contexto, también es necesario destacar la rigidez presupuestaria de la administración a la hora de ejecutar las actuaciones contempladas en el proyecto Life. En diferentes ocasiones los recortes presupuestarios han frenado o postergado el desarrollo de varias acciones. Esto tiene un impacto especialmente negativo en proyectos basados en un marco lógico constituido por preguntas-respuestas-acciones a realizar en un plazo de tiempo muy ajustado, provocando que al final se acaben realizando las tres actividades de manera simultánea, reduciendo la eficacia final del proyecto.

Relaciones con la sociedad

El conocimiento de la situación de la especie en un primer momento se hallaba reducido a ambientes conservacionistas y a la Consellería de Medio Ambiente. La prohibición de la caza en una zona cinegética muy importante dentro del PNEH provocó una fuerte contestación social por parte del colectivo de los cazadores, que, aunque reducido, es siempre muy activo. Dicha contestación en cierta manera también fue aprovechada por los propietarios de los terrenos dentro de los parques naturales para hacer llegar su descontento a la administración, basado fundamentalmente en una posición negativa a la creación del parque natural, tanto en lo que se refiera a su normativa como al procedimiento de su declaración. Como fruto de esta confrontación se sucedieron varios actos vandálicos contra propiedades e infraestructuras de la Consellería, se negó el acceso del personal de la Consellería a las propiedades incluidas en el PNEH, y se interpusieron demandas judiciales contra la prohibición de la caza. Esta confrontación se ha reducido actualmente gracias al tiempo transcurrido, más que a una labor de concienciación por la protección de las especies amenazadas. Durante los primeros años de prohibición era frecuente ver ejemplares de cerceta pardilla cazados ilegalmente colocados en lugares visibles para los gestores del área protegida.

Las actuaciones de concienciación y difusión realizadas dentro del proceso de recuperación de la especie se centraron fundamentalmente en el sector de la enseñanza y los medios de comunicación. No se actuó sobre los cazadores y los propietarios de las fincas dentro de los humedales donde se localiza la especie. Se editaron trípticos, posters, cuentos y camisetas y se llegó a un número muy importante de estudiantes y colegiales. Igualmente se realizaron una serie de jornadas educativas sobre la especie fuera del ámbito escolar. No se ha realizado un seguimiento del efecto de dichas campañas. La sensación es que acabado el proyecto Life-Naturaleza se ha acabado el interés por la especie en todos los ámbitos.

2. El caso de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala)*

Aspectos biológicos

Esta anátida presenta un rango de distribución paleártica muy fragmentado y las relaciones biogeográficas entre sus poblaciones son poco conocidas, aunque pueden distinguirse cuatro poblaciones generales (ver Green y Hughes 2001). En primer lugar, existe una población de Asia Central con carácter migratorio que nidifica principalmente en el norte de Kazakhstan y el sur de Rusia e inverna de forma usual en Europa Oriental. Luego hay una pequeña población migratoria en Asia Oriental que cría en el sur de Rusia y Mongolia e inverna en Pakistán. En tercer lugar aparece una población residente en Europa Occidental que probablemente tuvo un amplio rango de distribución hasta 1850-1930. Actualmente los individuos de esta población permanecen principalmente en España, habiéndose ampliado considerablemente su área de distribución hacia el Este y el Norte desde 1980, ocupando Valencia y Castilla-La Mancha desde sus núcleos originales de Andalucía. Igualmente ha sido introducida recientemente a partir de individuos cautivos en la isla de Mallorca. Finalmente, está la población sedentaria en el norte de Africa, concentrada principalmente en Túnez y noreste de Argelia. La especie se ha extinguido como reproductora en algunos países durante los últimos años, como es el caso de Francia, Italia, Yugoslavia, Hungría, Albania, Grecia, Rumanía, Azerbaijan, Egipto e Israel.

En lo que se refiere a su ecología, se trata de un pato estrictamente buceador. Los machos son polígamos y territoriales, estableciendo una jerarquía en la época reproductora basada en relaciones de dominancia. La alimentación es omnívora, estando mayoritariamente formada por semillas de plantas acuáticas y larvas de quironómidos. La malvasía cabeciblanca selecciona características de hábitat bien definidas, ocupando durante el invierno lagunas extensas que en algunos casos llegan a ostentar características salinas, independientemente de la cobertura de vegetación palustre en las orillas (por ejemplo, Green y Hughes 2001). En la época reproductora, la especie selecciona positivamente zonas de carrizo de mayor complejidad y con una profundidad de agua mayor de 40-50 cm., abandonando las zonas de aguas libres. Para alimentarse habitualmente escoge aquellas zonas palustres con extensiones de aguas libres, semipermanentes o temporales, dulces o salobres y alcalinas, que presenten cierta profundidad (generalmente de 0,5 a 3,0 m; ver, por ejemplo, Amat y Sánchez 1982, Castro *et al.* 1994). Sin embargo, el factor que suele condicionar la presencia y abundancia de la anátida en un lugar concreto normalmente es la cantidad de alimento disponi-

ble. De esta forma, la presencia de cierto grado de contaminación por nutrientes de eutrofización en las lagunas (hecho cada vez más frecuente en humedales europeos) puede promover una alta concentración de quironómidos en ellas, llegando a favorecer su utilización por la especie (por ejemplo, Green *et al.* 1999, Sánchez *et al.* 2000, Green y Hughes, 2001; ver, no obstante, Amat y Sánchez 1982).

En España, el principal país donde cría la malvasía cabeciblanca dentro del Mediterráneo, se reproducen varios cientos de parejas, encontrándose actualmente su rango de distribución y abundancia en un óptimo estado de crecimiento (Ayala *et al.* 1994, Torres Esquivias y Moreno-Arroyo 2000). En Argelia se reprodujeron al menos 40 parejas durante 1991. Por su parte, en Túnez se han encontrado entre 150 y 200 ejemplares durante la época de nidificación, aunque el número de parejas puede no exceder de 10. Además, en Marruecos criaron 1-2 parejas durante 2000 (Green y Hughes 2001).

La evolución de la población de la malvasía cabeciblanca en las últimas décadas en España ha sido espectacular (Torres Esquivias y Moreno-Arroyo 2000). La reducción de la población tocó fondo en el año 1977 con la única presencia de 22 ejemplares en las lagunas cordobesas. A partir de este momento, gracias a las medidas de conservación realizadas en Andalucía, la población ha ido aumentando. Es a partir de los años 1990 cuando la especie se expande a otras comunidades autónomas como Castilla-La Mancha y la Comunidad Valenciana. A partir del otoño de 1995 mejoraron ostensiblemente las condiciones hídricas de muchos humedales por un acusado aumento de las precipitaciones en general. Ello favoreció la adecuación de lagunas que en años previos permanecían en estados ambientales subóptimos para la anátida por la falta de agua e, incluso, la aparición de humedales nuevos que habían desaparecido en períodos anteriores fruto de la sequía padecida. Como consecuencia de tales cambios ecológicos, la malvasía cabeciblanca vio incrementada la disponibilidad de lugares de cría y alimentación en la Península Ibérica, traduciéndose en un incremento acusado y exponencial en el número de sus efectivos presentes, incrementando su área de distribución y consolidando su presencia en nuevas regiones. Como prueba de ello, señalar que desde los 667 individuos censados como máximo en 25 lagunas durante 1995, se llegó a los 4.489 contabilizados en el doble de localidades durante 2000 (Torres Esquivias y Moreno-Arroyo 2000).

A pesar de la vertiginosa recuperación de la especie en los últimos años, no todo es motivo para el optimismo. La mayor parte de su población reproductora cría en muy pocos humedales. Tras varios años de malas campañas reproductoras en estos hume-

dales, los últimos censos de la población a escala nacional han registrado una significativa reducción, situándose el estado de la población en el periodo de 2001-2004 en unos niveles que rompen la tendencia al alza de los registrados hasta el 2000, año del espectacular registro realizado con más de 4.000 ejemplares (Torres Esquivias, 2003).

Amenazas para su conservación

La malvasía cabeciblanca está catalogada como mundialmente amenazada (BirdLife International 2000). En términos generales, la principal amenaza de esta especie es la expansión de la malvasía canela (*Oxyura jamaicensis)*. Esta especie americana, introducida artificialmente en Europa, se hibrida con la malvasía cabeciblanca y los híbridos de las dos especies son fértiles. Si continúa la progresiva proliferación de malvasía canela es muy probable la desaparición de la malvasía cabeciblanca. La actividad cinegética, al igual que en el caso de la cerceta pardilla, ha sido una de las principales amenazas de esta especie, pero en la actualidad ha perdido importancia por las medidas de conservación adoptadas en la mayoría de los humedales. Esta especie es muy vulnerable a esta actividad por su comportamiento y características de vuelo. La prohibición de la caza en muchos de los humedales donde se localiza ha sido fundamental para la recuperación de la especie.

En el ámbito de la Comunidad Valenciana, una amenaza importante es el plumbismo (ver sección de la cerceta pardilla). La distribución de esta especie en la Comunidad Valenciana coincide con el de la cerceta pardilla, siendo actualmente el PNEH el humedal que alberga la mayor población, no sólo en el ámbito autonómico sino también en Europa Occidental. Por lo tanto, las elevadas densidades de plomo en sus sedimentos resulta un grave problema para la especie, más acusado todavía que en el caso de la cerceta pardilla debido a los hábitos buceadores de la malvasía cabeciblanca. Al igual que sucede con la cerceta, la presencia de altas densidades de especies de peces con solapamiento trófico y degradoras del medio acuático, como es el caso de la carpa (*Cyprinius carpio*) y los mugílidos, puede favorecer la disminución e incluso la desaparición de la malvasía cabeciblanca en aquellos humedales donde se den estas condiciones.

Un alto grado de eutrofia en los humedales donde habita, puede provocar un descenso en los niveles de alimento para dicha especie, perdiendo en consecuencia la capacidad de acogida del humedal. Por último, y en menor medida, se ha observado una amenaza proveniente de las artes de pesca empleadas en la captura de anguilas y mújoles, ya que pueden quedar atrapados ejemplares de malvasía cabeciblanca, muriendo ahogados.

Integración de la investigación en la gestión

Hasta el momento la investigación de la malvasía cabeciblanca en España ha sido liderada por la EBD como organismo investigador y la Junta de Andalucía como promotora y financiadora de dichos estudios. Hay otra serie de investigadores que actualmente están realizando estudios, fundamentalmente dentro del ámbito universitario. La Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana ha contribuido a dichas investigaciones proporcionando ejemplares de malvasía cabeciblanca y canela para su estudio en la E.B.D.

Actualmente, y a falta de más información por parte de los organismos responsables de las investigaciones, se pueden establecer tres líneas de actuación en las investigaciones sobre la especie: evaluación del efecto del plumbismo sobre la especie, estudios de dieta e identificación de individuos híbridos mediante marcadores moleculares. En el año 2003 la Consellería de Territorio y Vivienda estableció un convenio de colaboración con la Universidad de Valencia para la realización de un estudio que fundamentalmente aborde las siguientes preguntas: ¿Por qué la malvasía cabeciblanca presenta una distribución tan segmentada en los humedales del sur de Alicante? ¿A qué se debe que en unos determinados humedales se hayan alcanzado las densidades más altas registradas en el ámbito nacional y en otros humedales situados a escasa distancia la especie no prospere? ¿Cuáles son los condicionantes de esa distribución con el objeto de ampliar su zona de distribución? ¿Por qué no se amplia la zona de cría en la Comunidad Valenciana? ¿Cuales son los factores limitantes en la distribución de la especie?.

Tras el primer año de estudios, los datos apuntan a que la distribución de la especie dentro del PNEH depende más de factores estructurales de las lagunas que de factores relacionados con calidad de las aguas o de orden trófico. Todavía quedan muchas preguntas pendientes, como sería averiguar porque no se localizan individuos en las lagunas periféricas cuando los embalses están secos, las cuales se espera responder con las siguientes investigaciones dentro del desarrollo del proyecto Life-Naturaleza.

Acciones de conservación y aspectos organizativos

Las medidas adoptadas para la conservación de la especie a nivel general en España se han centrado mayoritariamente en prohibir la caza y en dar figuras de protección a los humedales donde estaba presente la especie. Estas medidas tomadas en Andalucía en la década de los 80 y 90 han sido cruciales para la recuperación de una especie que contaba con tan sólo 22 ejemplares en 1977. Igualmente, desde 1983 se están elimi-

nando en España malvasías canela y sus híbridos, llegándose a tener un control prácticamente total de los individuos que se avistan en la península. Desde 1992 se llevan realizando censos nacionales coordinados de la especie, haciendo que esta anátida cuente con el mejor seguimiento poblacional del país.

En el ámbito de la Comunidad Valenciana, el liderazgo de las acciones de recuperación y su ejecución siempre ha correspondido a la Generalitat Valenciana. La especie empezó a aparecer de forma reciente en 1990 en el PNEH (Alicante), coincidiendo con el inicio de un fuerte periodo de sequía, por lo que su presencia en valores crecientes no se manifiesta hasta 1996. A partir de este momento se produce una aumento poblacional en este humedal sin precedentes. Desde 1996 la administración pública prohíbe la caza en el mayor coto del PNEH (que coincide con la zona donde aparece la malvasía cabeciblanca, al igual que el caso de la cerceta pardilla) y se establece un equipo de eliminación de malvasía canela y sus híbridos, que, hasta la fecha, ha eliminado más de 20 individuos.

Dentro de las acciones realizadas destaca la prohibición del uso del plomo en la munición de caza en los humedales importantes de la Comunidad Valenciana desde enero de 2003. Aunque no se tienen evidencias directas del grado de cumplimiento de esta norma, se han detectado municiones de acero en todos los cotos de caza muestreados en el Parque Natural de las Salinas de Santa Pola en 2004. Igualmente se está intentando poner en marcha un programa de captura de individuos vivos para tomar muestras biológicas destinadas a evaluar el grado de intoxicación por plomo y otras sustancias de la población actual de malvasías en relación a los niveles procedentes de aves capturadas en tiempos previos a la prohibición.

En el año 2001 fue aprobado por la Comisión Europea el proyecto Life-Naturaleza denominado “Plan de Conservación de la malvasía cabeciblanca en la Comunidad Valenciana”, por el periodo 2001-2004, con una prórroga de un año. Este proyecto fue inicialmente solicitado de forma coordinada con Andalucía, ya que Castilla-La Mancha declinó participar, pero, al igual que en el caso del proyecto Life-Naturaleza de la cerceta pardilla, sólo se aprobó la propuesta de la Comunidad Valenciana. De este modo se perdió la oportunidad de actuar conjuntamente sobre la práctica totalidad de a población española de malvasía cabeciblanca.

El marco lógico del proyecto Life-Naturaleza se estableció bajo la secuencia lógica de: amenaza determinada –concreción de la acción– ejecución y corrección de la misma. A pesar del cuidado que se puso en estos elementos importantes, el proyecto se topó con enormes problemas, entre los que destacan los de tipo interno. Al igual

que en el caso de la cerceta pardilla, el cumplimiento las acciones de conservación se ha visto perjudicado por discrepancias entre departamentos y direcciones, cambios realizados dentro del proyecto una vez aprobado por la Comisión Europea (cambio en las entidades científicas asociadas), restricciones presupuestarias anuales, y por último –y fuera del control de los responsables del proyecto– la falta de agua causada por severos recortes hídricos en la gestión del PNEH por parte de la correspondiente confederación hidrográfica, a pesar de ser éste el principal humedal para la especie en Europa Occidental. Todo esto motivó la necesidad de solicitar una prórroga del proyecto a la Comisión Europea para el año 2005, para poder cumplir de manera adecuada los objetivos establecidos originalmente.

En lo que se refiere a planes de recuperación, actualmente en España se encuentra aprobado el "Plan de Recuperación de la Malvasía en Castilla-La Mancha" (Decreto 183/1995, de 28 de noviembre; DOCM, 59, de 1 de diciembre de 1995), encontrándose aún en fase de borrador y a la espera de su definitiva aceptación el "Plan de Recuperación de la Malvasía en Andalucía". En la Comunidad Valenciana se espera la aprobación del plan en el año 2005, el cual incluirá por un lado normativa de conservación para la especie, y por otro planes de acción con actuaciones concretas a desarrollar.

Relaciones con la sociedad

En este apartado, el proceso ha sido similar al de la cerceta pardilla pero con un elemento problemático añadido: el desconocimiento de la especie por parte de la mayoría de habitantes de las poblaciones circundantes, incluyendo los propietarios de terrenos en los humedales y los mismos cazadores. Esto ha fomentado una actitud de recelo ante las acciones de conservación realizadas por la administración para conservar a una especie que ellos consideran como "nueva".

3. Conclusiones y lecciones compartidas

Tanto en el caso de la cerceta pardilla como en el de la malvasía cabeciblanca se han logrado buena parte de los objetivos inmediatos incluidos en sendos proyectos Life-Naturaleza, al mismo tiempo que los números poblacionales quedaban en un nivel poblacional similar al que motivó la petición de las ayudas a la Comisión Europea en el caso de la primera especie y en peor situación en el caso de la segunda. Esta aparente paradoja debe ser mejor analizada con cautela, ya que en ambos casos se han producido situaciones en el transcurso de estos años que son independientes a los proyectos y

que han afectado a las respectivas poblaciones. La existencia de circunstancias externas que dificultan o impiden el logro de resultados inmediatos medibles en cifras de población, y que además son fruto del gran dinamismo propio de los humedales litorales mediterráneos, nos debe incentivar a marcarnos como objetivo de conservación el mantenimiento del sistema básico del humedal en condiciones que permitan que las especies puedan desarrollar sus ciclos biológicos.

Las amenazas concretas identificadas inicialmente en los proyectos han sido abordadas, pudiéndose ejecutar acciones pertinentes a través de proyectos planteados para un corto periodo de tiempo y con unos recursos escasos. Estas amenazas puntuales las podemos concretar para el caso de la cerceta pardilla en la remodelación del Azarbe del Convenio o la recreación de un hábitat idóneo para la especie, y para el caso de la malvasía cabeciblanca en el control y eliminación de los individuos de malvasía canela y las restauraciones puntuales de zonas altamente contaminadas por plomo, que evidentemente han tenido y tendrán una repercusión en la conservación de las especies.

Por el contrario, las amenazas de tipo general como son la pérdida de hábitat, tanto en calidad como en cantidad, son difícilmente abordables con los planteamientos de los proyectos mencionados, apareciendo como una de las claves de los procesos de recuperación de estas especies. Para revertir estas amenazas se requieren planteamientos de conservación a largo plazo y con una colaboración horizontal dentro de la administración, dada la complejidad de su tratamiento y su falta de "vistosidad" a la hora de abordarlas. También se debe señalar que, a la hora de interpretar los resultados de nuestros proyectos, pareciera como si estuviéramos trabajando con poblaciones de aves "empadronadas" en diferentes comunidades autónomas, pudiéndose dar el caso en el que se realicen acciones de conservación de ensueño en una comunidad y que en otra colindante no se actúe sobre ninguna amenaza, obteniéndose al final un resultado global negativo.

Los esfuerzos realizados en ambos procesos de conservación, vistos con cierta distancia, son encomiables y así ha sido reconocido en diferentes foros expuestos, incluso en el ámbito internacional. Dentro de una visión de largo plazo, estos proyectos han de ser tomados como "pistoletazos de salida" de una carrera continua, en la que los primeros kilómetros son los más duros y complicados y en los cuales es necesario tener un empuje fuerte, y en los que desde luego se da por sentado el compromiso ya establecido de entrar en la carrera y seguirla. A partir de esta situación inicial, se ha de establecer un proceso de conservación muy interactivo tanto en las actuaciones sobre el

terreno como en las gestiones entre organismos administrativos y sociales implicados, con una constante revisión de objetivos y resultados para así poder reorientar las políticas de conservación de estas especies.

En esta dirección, las lecciones aprendidas a lo largo de estos años se pueden resumir en varios puntos. En primer lugar, a la hora de abordar cualquier proceso de conservación de especies, no sólo debemos tener el mayor nivel posible de conocimientos sobre cuales son las amenazas y su ecología general, sino que también hay que implicar en el proceso a todos los departamentos implicados en los aspectos fundamentales de la conservación (espacios, especies, caza, ordenación del territorio, educación ambiental, etc.), tanto en el ámbito de la administración pública como en otros sectores científicos, conservacionistas y sociales implicados. El método de trabajo tiene que ser más integrador y menos director, más de equipo y de consenso, con el objeto no sólo de mejorar el desarrollo y los resultados del trabajo sino de hacer partícipes a todas las partes necesarias para que de esta manera se sientan implicadas. De esta forma se evitarán las dificultades de desarrollo de estos proyectos causadas por conflictos y malentendidos entre estamentos de la misma administración pública, y con sectores externos. Evidentemente, no es fácil trabajar aglutinando muchos interlocutores, pero tampoco lo es de la forma contraria, como se ha demostrado a lo largo de estos años de trabajo.

En segundo lugar y en relación con el punto anterior, se debe señalar que, a pesar de que en ambos casos se intentó realizar los proyectos de conservación de forma coordinada con el resto de autonomías donde las especies se distribuían, no se logró en ninguno de los casos. En este sentido, la administración central debería tomar un papel más activo en estos casos, realizar los esfuerzos necesarios de coordinación y facilitando la ejecución de "proyectos coordinados de conservación" que transciendan las barreras autonómicas, ya que es la única manera de que sean útiles de verdad. La coordinación de la conservación en el ámbito estatal no debe descansar únicamente en los Grupos de Trabajo creados en el seno del Comité de Flora y Fauna. La puesta en marcha de estos proyectos coordinados estrecharía mucho más las relaciones entre comunidades autónomas, estimulando las acciones de conservación y promoviendo el logro de mejores resultados. Estos procesos funcionan un poco mejor si están en cierta medida "obligados" por unos compromisos adquiridos.

En lo que se refiere a la investigación se necesitan mayores esfuerzos por parte tanto de las administraciones como de la comunidad científica. Es necesario que las primeras promuevan mucho más el establecimiento de líneas de investigación estables para

lograr los objetivos que persigue y que en los centros de investigación se establezcan departamentos o grupos de investigación con capacidad de responder y comunicar de una forma clara las respuestas a las cuestiones establecidas. Los encargos de investigación momentáneos no conducen a casi nada y, como se ha dicho anteriormente, en estos ecosistemas los procesos son muy dinámicos, lo que hace que con planteamientos muy cortos de trabajo se consiga muy poco. Igualmente hay una falta de "monitorización" de los ecosistemas que hace difícil interpretar los procesos negativos observados y, por lo tanto, tomar las medidas necesarias para su solución.

Otro aspecto a corregir es la ausencia de seguimiento y evaluación de las acciones realizadas. No podemos aprender y transmitir experiencias de las acciones realizadas si no se realizan estudios o seguimientos de su repercusión en el proceso de conservación. A menudo, después de haber realizado acciones positivas, se nos escapan muchas lecciones útiles que podrían ser internalizadas y transmitidas, simplemente por el hecho de no haber realizado su correspondiente seguimiento.

Una lección final aprendida en estos proyectos tiene que ver con la relación con la sociedad. Hay que conocer mejor cual es el papel de la sociedad en los procesos de conservación de las especies y qué mecanismos son necesarios para conseguir una mayor participación social y éxito en dichos procesos. Habitualmente pecamos de no dar importancia a este aspecto, a pesar de que, en definitiva, es la propia sociedad quien dirige la conservación del medio ambiente. En definitiva, la recuperación de especies amenazadas es una tarea ardua y difícil, que necesita estar "adaptándose" constantemente a las situaciones variables que se presentan.

Bibliografía

AMAT, J.A. y A. SÁNCHEZ (1982). Biología y ecología de la malvasía Oxyura leucocephala en Andalucía. *Doñana, Acta Vertebrata* 9: 251-320.

AMBIENTAL S.A. (1992). *Plan de recuperación de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en la Comunidad Valenciana.* Informe técnico sin publicar.

ANDRÉN, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.

ANÓNIMO. (1998). A good and bad year for Marbled Teal in Spain. *TWSG News* 11:8-9.

AYALA, J. M., J. J. MATAMALA, J. M. LÓPEZ MARTOS y J. AGUILAR. (1994). Distribución actual de la malvasía en España. *Threatened Waterfowl Research Group Newsletter* 6: 8-11.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. (2000). *Threatened Birds of the World.* Lynx Edicions. Barcelona.

BONET, A., TERRONES, B. y J. PEÑA. (2004). *Plan de actuación sobre la contaminación del P.N. El Hondo y P.N. Las Salinas de Santa Pola, Alicante*. Universidad de Alicante. Informe inédito.

BOS, J.F.F.P., ESSETTI, I. y N.L.M. GILISSEN. (2000). Record counts of Marbled Teal in Tunisia, October 1999: consequences for population estimates and distribution. *TWSG news* 12: 49-53.

GARCÍA, L., CALDERÓN, J. y J. CASTROVIEJO. (1986). *Informe sobre la reproducción de las aves del Parque Nacional de Doñana en 1985.* Seville: Estación Biológica de Doñana.

GREEN, A.J. (1993). *The status and conservation of the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris*. IWRB Special Publication No. 23. 107 pp.

______ (1996). International action plan for the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris. Pp. 99-117 *en*: Heredia, B., Rose, L. y Painter, M. (Eds.) *Globally threatened birds in Europe. Action plans*. Strasbourg: Council of Europe Publishing.

______ (1998). Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and other ducks in the Göksu Delta, Turkey in late summer. *Rev. Ecol. Terre et Vie* 53: 225-243.

______ (2000a). *Threatened wetlands and waterbirds in Morocco: a final report*. Unpublished report, Estación Biológica de Doñana, 41013 Sevilla, Spain.

______ (2000b). The habitat requirements of the Marbled Teal (Marmaronetta angustirostris), Ménétr., a review. Pp: 131-140 *en:* Comín, F.A., Herrera, J.A. y Ramírez, J. (eds) *Limnology and aquatic birds: monitoring, modelling and management*. Proc. 2nd SIL Int. Cong. Universidad Autónoma del Yucatán, Mérida.

GREEN, A.J. y M. EL HAMZAOUI. (2000). Diurnal behaviour, habitat use and interspecific associations of non-breeding Marbled Teal Marmaronetta angustirostris. *Can. J. Zool.* 78: 2112-2118.

GREEN, A. J. y B. HUGHES. (2001). *Oxyura leucocephala* White-headed Duck. *BWP Update,* 3: 79-90.

GREEN, A.J. y J.D. NAVARRO. (1997). National censuses of the Marbled Teal, Marmaronetta angustirostris, in Spain. *Bird Study* 44: 80-87.

GREEN, A. J., FOX, A.D., HUGHES, B. y G.M. HILTON. (1999). Time-activity budgets and site selection of White-headed Ducks Oxyura leucocephala at Burdur Lake, Turkey in late winter. *Bird Study,* 46: 62-73.

GREEN, A.J. NAVARRO, J.D., DOLZ, J.C. y J. ARAGONESES. (1999). Brood emergence patterns in a Mediterranean duck community. *Bird Study* 46: 116-118.

HIDALGO, J. (1991). The Marbled Teal in the Marismas del Guadalquivir, Spain. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter* 1: 6.

MÁÑEZ, M. (1991). Estado actual en el Parque Nacional de Doñana de aves incluidas en la "Lista roja de los vertebrados de España" dentro de las categorías de "En peligro" y "Vulnerable". *Jornadas de Zonas Húmedas Andaluzas. Asoc. Andalus, Fund. Bios y Finca el Retiro 1990*: 41-49.

MATEO, R., GREEN, A.J, JESKE, C.W., URIOS, V. y C. GERIQUE. (2001). Lead poisoning in the globally threatened Marbled Teal and White-headed Duck in Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 2860-2868.

NAVARRO, J.D. y F. ROBLEDANO, (eds). (1995). *La cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en España.* Colección Técnica. ICONA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Madrid.

ROSE P.M. y D.A. SCOTT (1997). *Waterfowl Population Estimates.* Segunda Edición. Wetlands International Publication 44. Wetlands International, Wageningen, the Netherlands.

SÁNCHEZ, M.I., GREEN, A. J. y C. DOLZ. (2000). The diets of the White-headed Duck Oxyura leucocephala, Ruddy Duck Oxyura jamaicensis and their hybrids from Spain. *Bird Study,* 47: 275-284.

TORRES ESQUIVIAS, J.A. (2003). La población española de malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) veinticinco años después del mínimo de 1977. *Oxyura* Vol. XI, Nº 1: 5-43.

TORRES ESQUIVIAS, J.A y B. MORENO-ARROYO. (2000). La recuperación de la malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en España durante el último decenio del siglo XX. *Oxyura* 10: 69-78.

VALVERDE, J.A. (1960). Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir. Introducción a su estudio ecológico. *Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería,* 9: 81-82.

VIDAL, M. (1942). Nota sobre Erismatura leucocephala (Scop.) en la Albufera. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural,* 40: 215.

YUSTE, M. (2000). El Marjal del Moro. *La Garcilla,* 108: 26-27.

9

LA APLICACIÓN DE UN PLAN DE RECUPERACIÓN COMO MARCO ORGANIZADOR DE CIENCIA, GESTIÓN Y PARTICIPACIÓN

El caso del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés

Manuel Alcántara de la Fuente y Ramón J. Antor Castellarnau

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) es probablemente el ave más emblemática del Pirineo, y, sin duda, de Aragón. Considerada como una de las "especies estrellas" de la conservación en España, los trabajos sobre su evolución poblacional, los factores de amenaza o los mecanismos para su recuperación se inician ya en los años 60 del siglo XX. En 1990, el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990) incluye al quebrantahuesos como "Especie en Peligro de Extinción". Tres años antes de la promulgación del Catálogo, el extinto ICONA pone en marcha el primer Inventario Nacional de Especies Amenazadas. En el caso del quebrantahuesos, este inventario permite coordinar y actualizar todos los datos que existían referentes a la especie.

En 1988, finalizado dicho trabajo, se organiza la I Reunión Técnica de Coordinación entre las tres Comunidades Autónomas implicadas en la conservación de la especie -Navarra, Aragón y Cataluña- y la Administración Central. A raíz de esta reunión, se elaboró el "Plan Coordinado de Actuaciones para la Recuperación del Quebrantahuesos" en el que se recogían las bases para una estrategia de conservación de la especie y, en consecuencia, se coordinaban las actuaciones a desarrollar para su recuperación. A partir de esta primera reunión, se sucedieron otras que permitieron identificar los problemas de conservación en las distintas comunidades donde estaba presente el quebrantahuesos, proponiendo o validando las medidas correctoras más pertinentes en cada caso.

La promulgación de la Ley 4/89 y la habilitación con ello a las Comunidades Autónomas para el empleo de los Planes de Recuperación como instrumentos de gestión de especies amenazadas, condujo al establecimiento de los respectivos Planes de recuperación en las Comunidades de Navarra (1991), Aragón (1994) y Cataluña (1994); planes que necesariamente se nutren de la experiencia y datos acumulados en las reuniones realizadas al amparo del Plan Coordinado de Actuaciones. Con la constitución

del Comité de Flora y Fauna Silvestres, dependiente de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, las reuniones del Plan coordinado quedaron sustituidas por la actividad del Grupo de Trabajo del Quebrantahuesos, en el que está representadas tanto la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM), como las Administraciones autonómicas con presencia de la especie o interés en su conservación (p.ej., Comunidades donde la dispersión potencial de la especie es probable). Este órgano de coordinación, que ha sido el responsable de la elaboración de la *Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España* (2000), cuenta además con la representación de ONGs e instituciones investigadoras como el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), invitados por las distintas comunidades autónomas.

El Plan de recuperación del quebrantahuesos en Aragón –a partir de ahora referido como el Plan– (Decreto 184/1994 del Gobierno de Aragón) comienza a ser ejecutado de manera sistemática en 1994, aunque ya antes se habían desarrollado trabajos básicos de inventario y seguimiento. Tras siete años de ejecución del Plan, se han actualizado sus contenidos adaptándolos al progreso científico, a la evolución social y al desarrollo normativo (Decreto 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón).

Aspectos biológicos

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) es un ave rapaz de gran tamaño, que puede alcanzar los 2,8 metros de envergadura y 6 kilos de peso. Es sobradamente conocida la alta especialización de la dieta del quebrantahuesos. Se puede considerar la única ave osteófaga (*comedora de huesos*) del planeta. De hecho, su nombre común alude a la particular técnica que tiene para poder ingerir un alimento tan peculiar: rompe los huesos al lanzarlos desde el aire contra zonas rocosas, para luego poder ingerir los trozos más accesibles. Esta alta especialización condiciona no sólo la tipología de los recursos necesarios para el mantenimiento de la especie, sino que también plantea interesantes cuestiones ecológicas de "cooperación necesaria" entre especies carroñeras que pueden tener importantes repercusiones en la gestión de las comunidades animales en las que se integra el quebrantahuesos. La dieta puede complementarse con restos de carne y pequeñas presas muertas, como micromamíferos o aves, que se aportan especialmente a los pollos en los primeros días de vida.

Desde el punto de vista demográfico, el quebrantahuesos es un ejemplo típico de k-estratega, lo que queda reflejado en varios aspectos de su biología que pueden resumir-

se como sigue: a) gran longevidad: hasta 40 años en cautividad y más de 20 en libertad; b) baja tasa reproductiva: ponen dos huevos, aunque sólo un pollo sale adelante en el mejor de los casos; c) largo período de dependencia de los pollos (Sunyer 1991); d) madurez sexual tardía: 6-7 años. Estos aspectos ecológico-evolutivos explican en buena medida la incidencia de algunos de los factores que actúan negativamente sobre la supervivencia de la especie y que, en esencia, afectan a parámetros tan cruciales como la supervivencia de los adultos, el éxito reproductor o la supervivencia preadulta.

Las aves adultas permanecen ligadas al territorio de cría durante todo el año. El período de celo es largo, comienza entre octubre y noviembre con la construcción o reparación del nido, que se ubica en roquedos y preferentemente en el interior de cuevas. Las zonas de nidificación se sitúan en áreas de media y alta montaña, entre los 600 y los 2.500 metros.

Las puestas generalmente tienen lugar entre la segunda quincena de diciembre y la primera de febrero. La mayoría son dobles, y la asincronía de puesta provoca una diferencia de 3 a 9 días entre la eclosión del primero y el segundo huevo. Esta diferencia de edad es una de las causas de la reducción de la pollada por fratricidio, que lleva a la supervivencia de uno sólo de los pollos (Thaler y Pechlaner 1980). En cualquier caso, no está del todo esclarecida la viabilidad del segundo pollo, lo que plantea dudas sobre posibles estrategias de conservación que impliquen la intervención en esta fase de la reproducción.

Tras la eclosión -entre marzo y mayo- el pollo permanece en el nido unos 120 días hasta su primer vuelo, a partir del cual comienza una fase de emancipación, con cortos desplazamientos entorno a la zona de nacimiento. Llegado el invierno se produce la ruptura familiar y comienza un período errático de dispersión, en el que los jóvenes recorren largas distancias. Durante esta fase, la inexperiencia en la obtención de alimento lleva a los jóvenes a frecuentar puntos de concentración de alimento, como muladares o comederos artificiales, que juegan en consecuencia un papel trascendental en la supervivencia de este grupo de edad (Antor 1995, Antor 2001a).

La dispersión juvenil, así como los movimientos y asentamientos de los adultos flotantes no reproductores, se producen básicamente en el área pirenaica ocupada por la población reproductora, aunque pueden producirse esporádicos movimientos fuera de esta cadena montañosa. De hecho, en los últimos años comienzan a observarse de manera regular ejemplares por Picos de Europa, las montañas vascas, el Sistema Ibérico y el Maestrazgo turolense (Antor *et al.* 2000). La utilización del espacio pirenaico por las aves preadultas y flotantes tiene un carácter estacional, usando de manera diferencial la vertiente norte y la sur, de acuerdo con un patrón circular de gran constancia interanual (Antor 2001b, Antor *et al.* 2002).

Distribución y abundancia históricas y actuales

En el contexto mundial, el quebrantahuesos está presente en las montañas meridionales de la Región Paleártica y en algunas áreas montañosas del este y sur de África -Etiopía y Sudáfrica- (Cramp y Simmons 1980, del Hoyo *et al.* 1994). Por lo que respecta a la cuenca mediterránea, la especie ocupaba en el pasado una superficie mucho más amplia que en la actualidad, extendiéndose su área de distribución por todas las montañas meridionales del continente europeo y parte de África. En la Península Ibérica la especie estaba presente en los principales macizos montañosos a principios del siglo XX (Hiraldo *et al.* 1979, Heredia y Heredia 2001).

Durante el siglo pasado se produjo una clara retracción de toda su área de distribución, especialmente drástica en el ámbito mediterráneo. Así, sólo las poblaciones de Grecia, Córcega y el Pirineo se mantienen actualmente, habiendo desaparecido la especie de la mayoría de las áreas donde estaba presente: Alpes, Balcanes, Cárpatos, Chipre, Sicilia y Cerdeña. En España existieron datos de nidificación en la Sierra de Cazorla hasta mediados de los 80, observándose esporádicamente adultos hasta 1986. Desde entonces sólo el núcleo pirenaico mantiene la presencia de esta especie en la Península.

En consecuencia, tanto en el contexto europeo como en el nacional, la especie se considera *En Peligro de Extinción*. En la actualidad, la población total europea se estima en 118 parejas reproductoras, distribuidas en 4 poblaciones aisladas entre sí: tres autóctonas (Córcega, Creta y Pirineos) y una reintroducida (Alpes austriacos). La población pirenaica es la mayor de la Unión Europea, con un centenar de parejas reproductoras en 2001, y la única con una tasa de crecimiento importante (>7% anual). La población de Creta, con sólo 4 parejas, es la menor de todas y además presenta una tendencia poblacional negativa que la coloca en un riesgo inminente de extinción (Xirouchakis *et al.* 2001). Córcega con 10 parejas tiene cierta estabilidad poblacional a pesar de su escasa productividad (<0,1 pollos/pareja) (Seguin, 2001). A estas poblaciones autóctonas hay que añadir la creada con ejemplares reintroducidos en los Alpes desde el año 1986 (Frey y Bijleveld 1994), que presenta 5 parejas reproductoras y una tendencia poblacional positiva.

La población española está constituida actualmente por 106 territorios, 88 de los cuales están ocupados por unidades reproductoras. La fracción más numerosa de la población se encuentra en Aragón, con el 67% del total (59 unidades reproductoras sobre 65 territorios en 2004), siendo además el área que presenta habitualmente la mayor productividad (produciendo en ocasiones dos tercios de los pollos pirenaicos). Esta región es además la zona más importante de invernada de la fracción preadulta (el 86,1% sobre un total de 266 observaciones en 2001). En los últimos años la pobla-

ción preadulta ha aumentado notablemente, estimándose en 209 ejemplares en 2001 para el conjunto pirenaico (Antor *et al.* 2002).

Amenazas

Como para muchas de las "*especies estrella*" de la conservación, el conocimiento sobre los factores que afectan a la conservación del quebrantahuesos parte de multitud de observaciones y trabajos previos, realizados ya desde los años 60 del siglo XX. Todos estos trabajos previos permitieron determinar un conjunto de actividades o factores que incidían negativamente sobre la conservación de la especie en el ámbito pirenaico, que fueron recogidos inicialmente por el Plan y que en buena medida motivaron sus directrices de actuación.

Inicialmente, los riesgos identificados para la conservación de la especie en el ámbito pirenaico aragonés se enumeraban en el Plan de la siguiente manera: 1) persecución directa, 2) accidentes con tendidos eléctricos y remontes de esquí, 3) caza ilegal, 4) venenos, 5) molestias e interferencias en la reproducción, 6) competencia interespecífica con los buitres (ubicación de nidos), y 7) pérdida de la capacidad de carga del medio.

En la década de los 80 la muerte por tiro fue el principal factor de mortalidad directa registrado, causando el 60% de las pérdidas conocidas. El control de este factor constituía entonces el principal objetivo de la gestión para la conservación de la especie. Sin embargo, los trabajos posteriores desarrollados dentro del marco del Plan han puesto de manifiesto el importante efecto de otras causas de riesgo. Además, la "puesta en valor" del quebrantahuesos como especie emblemática aragonesa, a través de actividades de divulgación ligadas al desarrollo del propio Plan, ha colaborado igualmente en la disminución de la importancia de la persecución directa como factor de riesgo para la conservación de la especie.

En la actualidad, y aunque resulte sorprendente, la principal causa de mortalidad de la especie es el consumo de cebos envenenados, que ha supuesto el 36,7% de las muertes registradas en la última década (n = 30) (Antor *et al.* 2002). Las sustancias causantes de las intoxicaciones en la especie han sido estricnina, warfarina, aldicarb, carbamatos y carbofuranos (Hernández 2001), parte de estos últimos productos son de empleo habitual como plaguicidas agrícolas, y parecen utilizarse de manera fraudulenta para otros usos relacionados con el control de daños a la agricultura o a las especies cinegéticas. No parece que el uso de cebos envenenados se dirija específicamente al quebrantahuesos, por lo que no debe entenderse como una persecución directa de la especie.

Los accidentes con tendidos eléctricos han supuesto el 23,3% de las muertes registradas en esta última década. La muerte por colisión es la causa que histórica y actualmente tiene mayor repercusión, aunque en los últimos años se ha constatado un incremento en los casos de mortalidad por electrocución. La muerte por tiro todavía supone casi la cuarta parte de las muertes registradas en la última década (23,3%) (Antor *et al.* 2002).

Todos estos factores de amenaza están incidiendo sobre parámetros poblacionales básicos para la recuperación de la especie, a través de sus efectos sobre la tasa de mortalidad adulta y juvenil, e indirectamente sobre el éxito reproductor, y, en definitiva, sobre la viabilidad de la población. La mayor amplitud de los desplazamientos de la población preadulta incrementa los riesgos de accidentes con tendidos eléctricos para esta fracción poblacional, lo que afecta a la tasa de reclutamiento o de incorporación de ejemplares a la población reproductora.

Sin embargo, los venenos tienen una incidencia mayor sobre la fracción adulta. Siendo importante la mortalidad juvenil para la conservación de la especie, la muerte de ejemplares reproductores tiene mayor repercusión sobre la evolución de la población. Se eliminan individuos muy valiosos que ya son capaces de aportar nuevos ejemplares a la población, lo que es importante en una especie k-estratega. La pérdida de un ejemplar adulto provoca, en el mejor de los casos, la sustitución en el territorio por otro ejemplar, lo que probablemente lleve a un período de fracaso reproductor por inexperiencia reproductora.

Sólo recientemente se han comenzado a analizar los aspectos genéticos de la población pirenaica de quebrantahuesos. Aunque aún no existen publicados resultados concluyentes, parece que no hay síntomas de depresión por endogamia, a pesar de que, como era previsible, existen evidencias de baja variabilidad y diferenciación genética de esta población.

La investigación aplicada a la conservación de la especie ha permitido minimizar o al menos poner en duda el efecto real de factores como la competencia espacial con el buitre leonado, o la pérdida de capacidad de carga del medio. Otros factores, como las maniobras militares se han mostrado como amenazas puntuales y fácilmente solucionables mediante los oportunos mecanismos de coordinación.

La información acumulada, básicamente a través del seguimiento continuado de la especie y de su reproducción, así como la utilización de determinadas técnicas de seguimiento como el radiomarcaje, han permitido valorar más ajustadamente la incidencia de los distintos factores de amenaza, accediendo a datos que resultaban imposibles de valorar con el estado de conocimientos previo. Todo ello ha permitido afinar

el orden de prioridades a la hora de invertir esfuerzos y recursos en las medidas de minimización de amenazas. Esta investigación ha sido promovida en buena parte desde la Administración autonómica, como parte indispensable del Plan.

Integración de la investigación en la gestión

La base fundamental de las actuaciones de conservación de la población de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés es el seguimiento continuado de la población, que suministra información de calidad sobre las causas de mortalidad, los posibles "puntos negros" para la especie, o los usos diferenciales de las distintas zonas de la cadena pirenaica y de las sierras prepirenaicas. Esto ha permitido además establecer "áreas críticas" para la especie, definidas entorno a las zonas de nidificación y en las que el control de los factores de riesgo tiene especial importancia.

En el seguimiento se han involucrado numerosos actores, básicamente técnicos y Agentes del Gobierno de Aragón, y miembros de la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ). El empleo de determinadas técnicas de marcaje (bandas alares, anillas de colores, decoloración de plumas) ha favorecido además la participación de otros colectivos que continúan aportando datos sobre localizaciones y observaciones de ejemplares marcados. Se ha organizado *de facto* una red de seguimiento y vigilancia constituida por montañeros, cazadores, naturalistas, agentes de la guardia civil, fotógrafos, entre otros, que periódicamente aportan información sobre avistamientos de ejemplares marcados. Esta información secundaria es compilada y analizada por técnicos de la Administración Aragonesa y miembros de la FCQ, y resulta un complemento importante a la información más detallada que se obtiene a través del seguimiento de los ejemplares radiomarcados o en los censos coordinados, realizados por personal especializado (agentes de protección de la naturaleza y técnicos).

En concreto el empleo de las técnicas de radioseguimiento está suministrando una información muy valiosa y difícilmente abordable por otras metodologías. Cuestiones como el uso del espacio, las tasas de mortalidad en la fracción preadulta, o la evolución de la incidencia de las causas de mortalidad no podrían conocerse sin el empleo del radiomarcaje, que en los últimos años está incorporando además la tecnología de seguimiento por satélite.

Aparte del seguimiento poblacional, las principales líneas de investigación aplicadas a la conservación del quebrantahuesos se han centrado en la biología reproductiva, el análisis del uso del espacio y los movimientos dispersivos, y el modelado de la evolución

demográfica a corto y medio plazo. El modelado demográfico realizado en etapas tempranas permitió predecir con eficacia la existencia de una mortalidad excesiva en edades avanzadas con anterioridad a su comprobación mediante radioseguimiento. El conocimiento acumulado sobre la demografía de la especie está permitiendo establecer hipótesis acerca de la evolución futura de la población, pero también sobre los riesgos de ciertos factores de amenaza y en particular de su incidencia sobre determinados sectores de la población, así como la respuesta de la población a distintas estrategias de conservación.

Los recientes estudios sobre genética poblacional realizados por la Estación Biológica de Doñana (Godoy *et al.* 2004) apuntan a niveles bajos de variabilidad genética en la población, algo previsible dada la crónica situación de aislamiento y tamaño poblacional pequeño, aunque no se han detectado de manera objetiva fenómenos ligados a la depresión por endogamia.

Salvo los aspectos relacionados con la genética de la población, desarrollados por científicos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, el resto de los trabajos de investigación sobre la población pirenaica han sido promovidos directamente por la Administración aragonesa, y desarrollados en gran medida en colaboración con la FCQ. Entre estos trabajos se incluyen los relativos a aspectos toxicológicos o a la mejora de las técnicas de marcaje y seguimiento que han venido aplicándose a la especie.

Aspectos organizativos

La adecuada ejecución del Plan de recuperación del quebrantahuesos en Aragón ha involucrado hasta la fecha a un buen número de actores, que son los que están posibilitando el proceso de recuperación de la especie, ya sea como ejecutores de las actuaciones o como receptores de los resultados de éstas. Pese a que el Plan es un documento oficial de la Administración autonómica, éste ha tratado de dar cobijo entre sus actividades a grupos dispares con intereses en la conservación de la especie, además de establecer cauces de diálogo con sectores tradicionalmente alejados del mundo conservacionista, gracias a cuya participación se han logrado algunos de los mayores hitos en el proceso de recuperación del quebrantahuesos.

Tal y como recoge el documento normativo del Plan, existe un técnico del Gobierno de Aragón, o más bien un equipo de técnicos formado por el coordinador general del Plan y los coordinadores provinciales, que se encarga de establecer las prioridades de actuación y coordinar las actividades a desarrollar en cada momento. Todo ello, claro está, bajo el evidente control administrativo de turno, y con las restricciones que impo-

ne el orden de prioridades general del trabajo en conservación dentro de la administración autonómica. El equipo de coordinación está constituido por biólogos, que cuentan con el asesoramiento y apoyo puntual de otros técnicos de la administración aragonesa.

En la práctica, y al margen de las labores técnicas de coordinación, los trabajos desarrollados al amparo del Plan vienen realizándose apoyados en dos niveles bien distintos: el trabajo diario de los agentes de protección de la naturaleza de la comunidad autónoma, al que habría que añadir el de la Guardería del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, y por otra parte, los trabajos desarrollados por la FCQ, Organización No Gubernamental con sede en Zaragoza y que viene encargándose de una buena parte de la ejecución del Plan, poniendo en marcha parte de las actuaciones en él recogidas, coordinando y ejecutando labores de seguimiento, o asesorando sobre diversos aspectos técnicos. El equipo de la FCQ cuenta básicamente con naturalistas expertos en la especie, con los que colaboran de manera habitual biólogos, veterinarios y expertos en educación ambiental.

La relación entre la FCQ y la Administración aragonesa se basa en un Convenio de Colaboración, de carácter plurianual, pero para el que se fijan los objetivos de trabajo anual o bianualmente. El seguimiento del cumplimiento de estos objetivos se realiza mediante una comisión mixta FCQ-Gobierno de Aragón, ya que la Administración no participa de la Junta Directiva de la Fundación. En cualquier caso, la trayectoria profesional de buena parte de los componentes de la FCQ los ha situado siempre muy próximos a las líneas de trabajo del Departamento de Medio Ambiente aragonés, por lo que las relaciones entre los técnicos de una y otra institución son cordiales.

Otras ONGs han participado igualmente en actividades puntuales relacionadas con el Plan: el abastecimiento de comederos se viene realizando con la participación de organizaciones locales como ADEPA o el Fondo Amigos del Buitre, algunos de cuyos componentes participan también en los censos simultáneos; en las labores de vigilancia de nidos conflictivos han participado también miembros del grupo local de la Sociedad Española de Ornitología (SEO-Huesca), y en alguna ocasión la Guardia Civil, a través de sus patrullas del SEPRONA.

Desde el punto de vista meramente económico, el desarrollo del Plan ha tenido el impulso del Programa LIFE de la Unión Europea, a través de dos Proyectos: "*Conservación de Vertebrados Pirenaicos Amenazados*" (primera y segunda fase), iniciado en 1993 y que concluyó en 1998, y el "*Plan de Conservación del Quebrantahuesos en el Nordeste de España*", concluido en 2002. Ambos proyectos han supuesto hasta ahora un desembolso superior a 1.200.000 €, con una cofinanciación de la Unión europea del 75% para el primer proyecto y del 50% para el segundo.

La continuidad en el apoyo financiero de la Unión Europea al proceso de recuperación del quebrantahuesos en el Pirineo está asegurada ahora mediante un nuevo Programa "*Por un Pirineo Vivo*", esta vez mediante el instrumento INTERREG, iniciado en 2003 y que finalizará en 2005. Este programa trata de hacer extensibles a la vertiente norte las experiencias de conservación adquiridas hasta ahora al sur de los Pirineos, y en él figuran como participantes no sólo la Administración aragonesa, sino también la FCQ y la Liga para la Protección de las Aves (LPO), ONG con implantación en Francia.

Además de la contribución económica, los proyectos con financiación comunitaria tienen el aliciente de permitir el contacto entre grupos de trabajo de características similares ubicados en los distintos países de la Unión. De este modo, los dos programas LIFE han favorecido hasta ahora el intercambio de experiencias entre los equipos españoles, griegos, franceses y austriacos, lo que engloba la práctica totalidad de los actuales grupos de trabajo sobre conservación de la especie.

La experiencia adquirida en la conservación de la especie en Pirineos ha permitido asimismo a la FCQ diseñar un programa de actuaciones que desde 2002 se desarrolla en Picos de Europa como área potencial de dispersión de la especie. Este programa cuenta con la participación de la Administración Central del Estado y de las administraciones autonómicas implicadas, además del apoyo financiero de la UE a través de nuevo del programa LIFE.

Sin duda, uno de los logros del Plan en relación al proceso de recuperación de la especie ha sido la regularidad en la aplicación de las diferentes acciones, que viene motivada en parte por la promulgación como documento normativo, y en parte por la asignación presupuestaria anual y suficiente para el desarrollo de los trabajos.

La promulgación como un texto normativo a través de un decreto que obliga al conjunto de la sociedad, con unas pautas definidas y públicas ha supuesto un instrumento de gestión esencial. Entre otras cosas, el Decreto del Plan obliga a que toda una serie de actividades potencialmente impactantes, tanto públicas como privadas, necesiten un informe previo vinculante de la administración ambiental. Este informe es el mecanismo que ha permitido rechazar la construcción de ciertas infraestructuras o adecuar en lo posible la instalación de otras a las necesidades de conservación de la especie, minimizando los posibles impactos negativos. Esto habría sido impensable si el Plan hubiese carecido de soporte legal, reduciéndose a un mero documento técnico.

Por el contrario, una de las desventajas del Plan como texto normativo resulta ser la rigidez o dificultad para su modificación o actualización, derivada del procedimiento administrativo necesario para ello, que incluye, entre otras fases, la consulta

pública. A modo de ejemplo, señalar que la revisión del Plan publicada en 2003 (Decreto 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón) supuso más de un año de proceso administrativo.

El Plan publicado en 1994 fue diseñado por técnicos de la administración autonómica, contando para ello con la mejor información científica disponible. Este mismo proceso se ha seguido en la revisión de 2003, en la que además de contar con la experiencia acumulada por la propia ejecución del Plan, se han tenido en cuenta las directrices de la *Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España,* aprobada en julio de 2000 y que aporta un marco de coordinación necesario para la conservación de la especie en su área de distribución española.

Inicialmente, el Plan contaba sobre el papel con un comité asesor, encargado teóricamente de colaborar con el técnico coordinador de aquél. Sin embargo, desde su aprobación en 1994 dicho comité nunca se llegó a constituir. La versión revisada del Plan de recuperación realizada en 2003 incluye la posibilidad de crear grupos de trabajo específicos, en lugar de un comité asesor permanente, con la intención de que la actividad de asesoramiento al Coordinador del Plan sea más dinámica y operativa.

La aprobación del primer Plan como texto normativo -y no como sólo un documento técnico- se produjo en buena parte gracias al empeño de los técnicos que en su momento coordinaban las acciones de conservación en el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. El tiempo ha demostrado la validez de esta opción, impulsando además la redacción de otros planes como instrumentos de gestión indispensables.

Acciones de conservación

Basándose en la relación de factores que afectan negativamente a la conservación de la especie, el desarrollo del Plan establece una serie de líneas de actuación encaminadas a erradicar o al menos minimizar los efectos de dichos factores. Estas directrices buscan el cumplimiento de los tres objetivos esenciales del Plan: 1) incrementar el número de ejemplares hasta conseguir un núcleo poblacional estable y suficiente en su área de distribución actual que favorezca además la colonización de nuevos territorios potenciales; 2) garantizar la viabilidad genética y demográfica del conjunto de la población pirenaica; y 3) hacer que la especie pueda dejar de estar catalogada como en Peligro de Extinción.

El orden de prioridad en la ejecución de las directrices y actuaciones planteadas en el Plan ha ido variando desde la promulgación de éste como consecuencia de un proceso de retroalimentación, que ha permitido dar más importancia al desarrollo de

aquellas líneas de trabajo que se identificaban como más urgentes, a medida que otras actuaciones previas suministraban la información adecuada al respecto.

El Plan establece las siguientes grandes líneas de actuación: 1) reducción de la mortalidad no natural; 2) incremento de la productividad de las parejas nidificantes; 3) protección y mejora del hábitat; 3) favorecer la expansión natural de la especie; 4) potenciar líneas de investigación y seguimiento; y 5) desarrollo de programas de información pública.

Reducción de la mortalidad no natural

El control de las causas de mortalidad no natural de la especie ha figurado como uno de los imperativos de la conservación del quebrantahuesos desde antes incluso de la promulgación del Plan. La concienciación e información públicas son la mejor aproximación para evitar la *persecución directa* hacia la especie, que en los últimos años ha disminuido considerablemente como factor de riesgo. Más abajo comentamos los programas de información y sensibilización destinados a convertir al quebrantahuesos en el ave emblemática de Aragón, promover la participación social en el proceso de conservación y evitar la persecución y abatimiento de estas aves.

Como para otras grandes rapaces, la mortalidad asociada a los *accidentes con tendidos eléctricos* se ha presentado tradicionalmente como uno de los principales factores de riesgo para el quebrantahuesos. Las acciones desarrolladas para atajar sus efectos se han centrado en dos líneas de trabajo. En primer lugar, a través de la obligatoriedad que establece el Decreto del Plan, todas las líneas eléctricas de nueva instalación que pretendan instalarse en el ámbito de aplicación de dicho documento legal deben contar en su aprobación administrativa con un informe previo del Departamento de Medio Ambiente. Este informe impone medidas correctoras en la fase de proyecto, de manera que los nuevos tendidos incorporan diseños, señalizaciones y aislamientos adecuados a la minimización de los riesgos de colisión o electrocución. En segundo lugar, para las líneas ya establecidas se ha realizado un inventario de los tendidos potencialmente peligrosos en el área de distribución de la especie en Aragón, complementario a otro general realizado para las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en todo el territorio aragonés. Estos inventarios son la base para un programa LIFE iniciado en 2004 y destinado a la corrección de tendidos eléctricos peligrosos en el conjunto de las ZEPA de Aragón. Desde la Administración autonómica se ha impulsando además la redacción de un Decreto, que se publicará a principios de 2005, y que obligará a la instalación de medidas de corrección en los tendidos eléctricos para protección de la avifauna.

Por último, el fenómeno del *uso ilegal de sustancias tóxicas* (venenos) y su repercusión sobre la fauna silvestre está adquiriendo unas dimensiones preocupantes en el contexto nacional, y, por los datos acumulados hasta ahora, el quebrantahuesos no es ajeno a sus efectos. Se ha producido una evolución considerable en las tipologías de empleo de venenos, y ya no hay una relación totalmente directa del uso de venenos con el control de predadores en fincas cinegéticas. Existen ahora otros factores que también provocan el uso de venenos, ligados básicamente a los aprovechamientos agrícolas o ganaderos: control ilegal de daños provocados por fauna silvestre, o erradicación de ratas y otros animales plaga. Además, el uso de estricnina y otros venenos "clásicos" ha sido sustituido por el empleo de plaguicidas de aplicación agrícola, usados fraudulentamente pero fácilmente obtenibles en el mercado legal.

Las líneas de acción que ahora se plantean surgen en parte de las experiencias desarrolladas por el programa Antídoto (promovido por ONGs, la Administración Central y las Administraciones Autonómicas), y de las aportaciones recibidas de seminarios y reuniones técnicas en relación a este asunto, así como de las líneas directrices de la recientemente aprobada Estrategia Nacional Contra el uso de Cebos Envenenados en el Medio Natural.

Reducción de las molestias durante la época reproductora

Las molestias en las áreas críticas y zonas de reproducción durante la época de nidificación son la principal causa del fracaso reproductor en la especie (Donazar *et al.* 1993). A ellas han de añadirse algunos sucesos azarosos, ligados en buena parte a circunstancias climáticas que, en cualquier caso, siempre son de importancia menor. Una buena parte de los esfuerzos desarrollados en relación a la conservación de la especie han ido dirigidos precisamente a controlar las causas de estas molestias, especialmente las derivadas de las actividades cinegéticas y las provocadas por la realización de obras o labores de mantenimiento de infraestructuras. Las actividades deportivas y las asociadas a la fotografía y a la filmación en zonas de nidificación, probablemente sean menos importantes en términos absolutos pero también son más impredecibles y difíciles de controlar. Para todas ellas se desarrollan acciones de control en el Plan.

En aplicación del Decreto del Plan, toda una serie de acciones que pueden causar molestias durante la época de reproducción requieren de un informe previo, preceptivo y vinculante, por parte de la autoridad ambiental del Gobierno de Aragón. Esta obligación permite minimizar el potencial impacto negativo de estas acciones mediante la incorporación, en el procedimiento administrativo de autorización, de condiciones precisas de

ejecución que aseguren la inocuidad de la actividad a realizar para la reproducción de la especie en las áreas críticas que puedan verse afectadas. Obras como la instalación o reparación de tendidos eléctricos, la construcción o reparación de pistas forestales o carreteras, los aprovechamientos madereros, o la instalación de remontes de esquí, pero también actividades deportivas, están sujetas a este requerimiento de informe previo.

Por su parte, las actividades de fotografía o filmación de la especie están sujetas a autorización específica, que se organiza además en torno a un único comedero habilitado al efecto, y por que el que debe pasar cualquiera de los profesionales que quiera obtener material gráfico de la especie. Cada solicitante dispone de unas fechas concretas para el empleo del comedero como zona de cebado en exclusividad. El sistema ha sido aceptado sin demasiados problemas por el colectivo de fotógrafos profesionales, que asumen las necesarias listas de espera. La fotografía o filmación de nidos está totalmente prohibida.

Mención especial merece el control de las molestias causadas por actividades cinegéticas. En este caso, una de las acciones más claras para apoyar la conservación del quebrantahuesos ha sido desde un primer momento la limitación de las batidas de jabalí en las áreas críticas para la especie y, en cualquier caso, la compatibilización de la actividad cinegética con la nidificación. La regulación de las batidas de jabalí se ha planteado mediante un sistema de negociación caso a caso con las asociaciones de cazadores que explotan cotos en los que se incluyen áreas críticas. En esta negociación el establecimiento de reservas o zonas de exclusión temporal en coincidencia con las áreas críticas para la nidificación del quebrantahuesos se ha compensado, según los casos, con la extensión del periodo hábil de caza del jabalí en el resto del coto, recurriendo a la concesión de autorizaciones para cazar en cotos sociales gestionados por la Administración aragonesa, o mediante la concesión de subvenciones para programas de mejoras en los cotos.

Protección y mejora del hábitat

Las distintas figuras legales de protección de espacios naturales están permitiendo albergar a buena parte de las áreas de nidificación del quebrantahuesos en Aragón. Prácticamente el 90% de los territorios de nidificación se encuentran incluidos como ZEPA en la Red Natura 2000. Los espacios declarados como protegidos, y en los que se encuentra la especie (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara, Parque Natural de Posets Maladeta, Monumento Natural de San Juan de la Peña), incluyen en sus instrumentos de gestión referencias explícitas a la conservación de la especie. Por último, los espacios naturales con Plan

de Ordenación de Recursos Naturales en tramitación, también incluyen en los avances de este documento de gestión directrices sobre la conservación de la especie coherentes con lo que señala el plan de recuperación.

Alimentación suplementaria

Con el fin de asegurar alimento de calidad durante la época reproductora, y al mismo tiempo favorecer la alimentación segura de los individuos juveniles durante el período invernal (el más crítico), desde el comienzo de los trabajos sobre conservación de la especie se viene manteniendo una red de comederos o puntos de alimentación suplementaria. Estos enclaves se abastecen semanal o quincenalmente con patas y restos óseos, dirigidos exclusivamente a la alimentación del quebrantahuesos. En la actualidad, algunos comederos se abastecen durante todo el año, concentrándose en ellos la inmensa mayoría de los datos disponibles sobre animales marcados.

De los trece comederos que pueden llegar a estar en funcionamiento en un invierno, parte son abastecidos directamente por agentes de protección de la naturaleza del Gobierno de Aragón, haciendo lo propio los guardas del Parque Nacional de Ordesa con los que se incluyen en su territorio. Otros comederos son abastecidos por ONGs de carácter local, siguiendo un calendario de aportes que se fija anualmente desde el equipo de coordinación de las actividades del Plan.

La alimentación suplementaria es una de las principales razones para el incremento en la supervivencia juvenil que se ha experimentado en los últimos años (Antor, 2003). El mantenimiento de puntos de alimentación suplementaria puede servir a su vez como mecanismo para favorecer la dispersión natural de la especie. En Aragón existen dos zonas no pirenaicas (Moncayo en Zaragoza y Maestrazgo en Teruel) en las que se han instalado comederos específicos y en los que se ha comprobado la presencia ocasional de la especie. El mantenimiento de estos comederos puede favorecer el asentamiento definitivo de la especie en estos enclaves.

Manejo de nidos de alto riesgo

El incremento de la población de quebrantahuesos está generando, paradójicamente y sólo en contados casos, riesgos para la supervivencia de algunos ejemplares. Algunas unidades reproductoras, generalmente de nueva instalación -aunque no siempre es así-, ubican sus nidos en zonas muy accesibles o sujetas a posibles molestias difíciles de controlar: repisas accesibles a predadores, cortados cercanos a lugares o caminos muy transitados,

zonas con riesgos de desprendimiento, etc. La vigilancia exhaustiva es la primera actividad que se plantea para estos casos, siendo necesario en ocasiones intervenir mediante la retirada de la puesta si el peligro de abandono del nido por los progenitores se confirma.

Siguiendo este protocolo, desde 1994 se han retirado huevos de tres nidos. Se incubaron y los pollos resultantes (Silvano, Ramiro y Esperanza), se criaron en cautividad por padres adoptivos, siendo finalmente reintegrados al medio natural sin problemas. En los operativos de vigilancia e intervención aparecen de nuevo varios actores implicados, al margen del personal de la Comunidad Autónoma como impulsora del Plan. La FCQ coordina habitualmente las labores de vigilancia en el campo, contando con la colaboración del grupo de montaña de la Guardia Civil para el rescate de huevos. Para el proceso de incubación se ha contado de nuevo con técnicos de la FCQ en coordinación con técnicos del Gobierno de Aragón, mientras que para la cría en cautividad se ha recurrido a la experiencia de la Fundación quebrantahuesos de Austria, que lleva años realizando este proceso dentro del programa de reintroducción de la especie en los Alpes.

Muladares tradicionales

Esta línea de actuaciones se ha vio suspendida ante la normativa nacional y comunitaria derivada del mal de las vacas locas (EET). Hasta la promulgación de estas normas, se habían establecido líneas de colaboración, a través de subvenciones, con administraciones locales y empresarios para el acondicionamiento de muladares o puntos de eliminación de restos procedentes de granjas y mataderos en áreas próximas a zonas críticas para la especie. Las iniciativas eran deliberadamente poco numerosas e impulsadas indirectamente desde el propio grupo de coordinación del Plan. Se trataba en definitiva de incorporar directamente a la población local a la conservación de la especie a través de la actividad ganadera, aunque de manera experimental y como complemento a los puntos de alimentación suplementaria ya establecidos.

En el momento actual, el Real Decreto 1098/2002, de 25 de octubre, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos, ha establecido el marco de referencia genérico para este tipo de actuaciones. Durante los primeros meses de 2005 es previsible que se apruebe por parte del Gobierno de Aragón un Decreto que permita regular el funcionamiento de una red de comederos para apoyar la conservación de las poblaciones de rapaces carroñeras en toda la Comunidad Autónoma.

Fomento de la expansión natural de la especie

El seguimiento continuado de la especie ha permitido identificar una serie de áreas naturales de expansión de la especie, parte de ellas fuera de la Comunidad Autónoma aragonesa. En estos casos, las actividades se han limitado a poner en conocimiento del resto de administraciones la información obtenida a partir de los animales marcados o radiomarcados en Aragón, así como las experiencias de gestión desarrolladas en territorio aragonés.

En los últimos años existen dos zonas en Aragón, ajenas al área actual de distribución de la especie, en las que los avistamientos de ejemplares son frecuentes. Se ubican en el Moncayo (Zaragoza) y en las Sierras del Maestrazgo turolense. Con el fin de fomentar la presencia de ejemplares y, en su caso, de fijarlos como futuros individuos reproductores en cada uno de estos lugares se están manteniendo puntos de alimentación suplementaria similar a los que se abastecen en el área pirenaica. En ambos lugares se han colocado además señuelos, figuras con la forma y apariencia de ejemplares adultos de la especie destinados a atraer y vincular a estas zonas a los ejemplares que puedan aparecer. Esta técnica se ha demostrado muy eficaz con otras rapaces. Hasta el momento, y después de más de dos años de la instalación de los señuelos, no se han fijado ejemplares de manera permanente, aunque se mantienen los avistamientos esporádicos. Todavía es prematuro evaluar los resultados de la actuación.

Divulgación del proceso de conservación y participación social

La adopción de la especie como un emblema de la naturaleza aragonesa ha colaborado en la ejecución de buena parte de las acciones de conservación. Para alcanzar este resultado se han diseñado campañas convencionales de divulgación, apoyadas en pósteres y folletos, así como programas de educación infantil destinados básicamente a grupos escolares. En esta línea tiene especial importancia la acción permanente de información y sensibilización desarrollada en un centro de interpretación gestionado por la FCQ, y en cuya financiación participa el Gobierno de Aragón y una entidad financiera (Ibercaja). Esta acción divulgativa se repite en los Centros de Interpretación que mantiene el Gobierno de Aragón, en los que la especie aparece como uno de los motivos importantes de los elementos expositivos cuando el entorno al que se dedican alberga a la especie.

Al margen de las labores de divulgación convencionales, se ha realizado un especial esfuerzo en la información destinada a colectivos no habituales, y que pueden tener una elevada repercusión en la conservación de la especie. La información permanente al colec-

tivo de cazadores, a través de contactos con la Federación de Caza Aragonesa y las propias asociaciones locales, ha favorecido la respuesta positiva a las medidas de compatibilización de la actividad cinegética con la reproducción de la especie. En este apartado, la insistencia y perseverancia de la FCQ han sido determinantes, ya que en la mayor parte de los casos un seguimiento con ese nivel de esfuerzo no podría haberse realizado desde la Administración. Del mismo modo, y también con la participación y el coliderazgo de la FCQ, se han realizado campañas de información dirigidas a colectivos como la Guardia Civil, o los propios Agentes de Protección de la Naturaleza, que han utilizado como pretexto la conservación del quebrantahuesos pero que han abordado otros aspectos relacionados de manera genérica con la conservación de especies amenazadas en Aragón.

El "tirón" mediático de la labor de la FCQ ha favorecido el conocimiento de las actuaciones realizadas para conservar a la especie, al mismo tiempo que ha facilitado la integración de ciertos colectivos en la ejecución de algunas de estas actividades (docentes, administración local, ganaderos, cazadores). Este protagonismo de la FCQ se ha visto desde ciertos sectores como excesivo. En unos casos se ha acusado a la Administración de hacer dejación de sus funciones al encomendar una buena parte de los trabajos del Plan a la FCQ. Esta situación ha motivado en ocasiones recelos hacia la actividad de la FCQ, que han propiciado algunas disfunciones puntuales en cuestiones básicas, como el seguimiento de la especie o la coordinación de ciertos trabajos, y que han tratado de mitigarse mediante una mayor presencia de técnicos de la Administración en las acciones del Plan.

Por otra parte, la relación de la FCQ con la Administración y su presencia habitual en la prensa, con noticias relacionadas con el quebrantahuesos o con otros aspectos de conservación, ha provocado también algunos recelos en otras ONGs, que frecuentemente quieren homologar su trato con el Gobierno de Aragón con el recibido por la FCQ (especialmente en relación al citado convenio de colaboración), aunque su nivel de compromiso y de esfuerzo no puede asimilarse con el desarrollado por el equipo de la Fundación. En cualquier caso, estos recelos no han afectado a la relación habitual del resto de las ONGs con la Administración en relación a la recuperación de la especie.

Por último, la prensa ha colaborado de manera importante en la mencionada consideración del quebrantahuesos como el ave emblemática de Aragón. El eco de cualquier noticia relacionada con la especie en las páginas de la prensa escrita, en la radio o en la televisión local es muy elevado, y ha colaborado a rentabilizar para la conservación de la especie tanto acciones positivas de la ejecución del Plan, como sucesos negativos como la muerte de ejemplares.

Lecciones aprendidas

Al revisar el desarrollo del Plan de recuperación del quebrantahuesos en Aragón desde la perspectiva de los logros alcanzados y de las dificultades surgidas en su aplicación, aparecen varias conclusiones o valoraciones, que se enriquecen con las obtenidas por la práctica en la ejecución de otros planes similares en Aragón, y por la comparación con la situación en otras comunidades autónomas.

1. El carácter normativo del plan de recuperación resulta trascendental para la correcta ejecución de las directrices de conservación en él incluido. Esto es válido al menos para especies con un rango de distribución relativamente amplio que, en cualquier caso, excede el ámbito de espacios naturales protegidos o de áreas en las que, por aplicación de legislaciones sectoriales, pueda ejercerse un detallado control ambiental de actividades impactantes. El hecho de que el decreto del Plan obligue a toda la sociedad, e introduzca la posibilidad de condicionar de manera vinculante la ejecución de ciertas actividades resulta un mecanismo indirecto de gestión muy eficaz y necesariamente complementario de las actividades directas de gestión de la especie.

El carácter normativo obliga también a la propia Administración, quien debería rendir cuentas de su no aplicación en caso de que ésta se produzca. Así actúa como un "seguro" de la constancia en el mantenimiento de las acciones de conservación. Un Plan exclusivamente técnico, sin rango normativo podría ejecutarse o no dependiendo de la voluntad o disponibilidad de recursos en cada momento. Además, la adopción de medidas restrictivas se vería dificultada si éstas no contasen con un respaldo legal.

2) La continuidad en la financiación del Plan, derivada en buena medida del apoyo de la UE a través de los fondos LIFE e Interreg destaca como otro elemento clave del proceso. La catalogación de la especie como "en peligro de extinción" y su consideración como especie prioritaria por parte de la UE no suponen una dotación de fondos inmediata y automática. Ésta se consigue a través de la elaboración de proyectos coherentes de conservación, y para cuya aprobación se tiene en cuenta no sólo su potencial utilidad para la conservación de la especie, sino también la eficacia demostrada de los programas ejecutados hasta entonces. El respaldo de un documento normativo que asegura la constancia de las acciones también es uno de los elementos a considerar para la financiación de estos proyectos.

El proceso de recuperación de una especie como el quebrantahuesos es largo, y las acciones a desarrollar requieren constancia más que innovación permanente. Esto puede chocar con algunas de las premisas de los instrumentos financieros de UE, concebidos

como fondos promotores e iniciadores de actuaciones, que después deberían asegurar su continuidad por otras vías. Esto plantea el reto de la financiación futura del proyecto a través de fondos propios de la Comunidad Autónoma o mediante el concurso de otros actores. De nuevo la eficacia de las acciones acometidas hasta el momento se plantea como la única y la mejor tarjeta de presentación para asegurar esta financiación.

3) Se debe destacar la combinación de coordinación y liderazgo gubernamental con la participación de otros actores. En este sentido, el apoyo constante y profesional de la FCQ permite un nivel de dedicación en el proceso de recuperación que sería imposible de mantener exclusivamente por parte del personal de la Administración, al menos en el caso del quebrantahuesos, cuyo Plan requiere la ejecución de una gran variedad de acciones. Esta colaboración permite el trabajo continuado, y el seguimiento detallado de las acciones desarrolladas, lo que constituye un buen modelo de gestión, que es valorado así por otros sectores que de este modo son más fácilmente integrables en acciones concretas del Plan. Estos sectores incluyen a ONGs, administraciones locales e, incluso, a empresas eléctricas, para los que la eficacia en el trabajo que se les presenta es la mejor herramienta de sensibilización.

4) La importancia trascendental del seguimiento intensivo y programado de la especie. Cualquier medida de gestión debería estar avalada por la mejor de las informaciones disponibles, especialmente cuando estas medidas pueden incluir el manejo de ejemplares o la imposición de condiciones o restricciones a actividades con el fin de hacerlas compatibles con la conservación de la especie. A falta de la información suficiente, el principio de precaución debería ser el imperante, pero éste es difícilmente justificable si apenas existe información que respalde las medidas a adoptar. La información detallada permite dar coherencia y continuidad a las decisiones de gestión que se tomen, lo que socialmente es recibido como síntoma de eficacia y colabora en la aceptación de las directrices del Plan.

5) El seguimiento debe diseñarse con criterios científicos, lo que permite abastecer de datos de calidad a la investigación que se desarrolle. Esta investigación debería ser básicamente aplicada, y realizada de manera coordinada y coherente con las labores de gestión (directa o indirecta) de la especia.

6) En buena parte de los casos, y siempre que sea posible, las medidas de compatibilización de usos son preferibles a las de restricción total de éstos. Este tipo de actuaciones requiere de información de calidad sobre la especie y sus requerimientos y de un esfuerzo considerable de negociación con los usuarios (p.ej., cazadores). Resulta interesante involucrar a la población local en actividades de gestión directa de la espe-

cie que tengan que ver con el mantenimiento de ciertos usos tradicionales, o con el desarrollo de mejoras en el hábitat que puedan suponerles ventajas directas, como es el caso del mantenimiento de muladares, o la ordenación de actividades cinegéticas.

7) Los instrumentos de sensibilización clásicos, dirigidos a los habituales sectores objeto de la educación ambiental (escolares o visitantes a áreas protegidas), resultan ser insuficientes. La divulgación de las acciones del Plan a través de la prensa, y las actividades de información a colectivos como los cazadores, los ganaderos o los propios agentes de protección de la naturaleza resultan probablemente más costosas en esfuerzo pero, a la larga, mucho más efectivas, cuando no totalmente necesarias.

Sin duda alguna la conservación del quebrantahuesos en Aragón no habría seguido los mismos derroteros si no se hubiese contado con el plan de recuperación como instrumento normativo y aglutinador de esfuerzo. Pero la existencia del Plan por sí sola no asegura el éxito de las acciones en él incluidas. Su desarrollo y el cumplimiento de los objetivos previstos depende de la habilidad para aunar esfuerzos entre todos los actores implicados, algo que en ocasiones no resulta nada fácil.

Bibliografía

ANTOR, R.J. (1995). Status y demografía de la población pirenaica de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). *Valoración del riesgo de extinción, y de las prioridades para su monitorización y conservación*. Informe inédito. Diputación General de Aragón.

______ (2001a). Conservation strategies for the recovery of the Bearded Vulture in North-Eastern Spain during 1998-2000. Pp. 21-30 *en*: Sakoulis, A, Probonas, M. y S. Xirouchakis, (eds). *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*. Irakleio, Crete, Greece.

______ (2001b). Population Status and Conservation of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in the Pyrenees. *Abstractsof the 4th Eurasian Congress on Raptors*. Estación Biológica de Doñana y Raptor Research Foundation. Sevilla, España.

______ (2003). El impacto del veneno en la población no reproductora de Quebrantahuesos. *Quercus* 212: 14-20.

ANTOR, R.J., GIL, J.A., LORENTE, L., DIEZ, O. y G. BÁGUENA. (2000) Observaciones de Quebrantahuesos en España fuera de Pirineos. *Quercus* 168: 10-14.

ANTOR, R.J., MARGALIDA, A. y R. HEREDIA (2002). Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus). *En: Libro Rojo de las Aves de España.* SEO/BirdLife. Informe inédito para DGCN. MIMAM.

CRAMP, S. y SIMMONS, K.E.L. (1980). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. II.* Oxford University Press. Oxford.

DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. y SARGATAL, J. eds. (1994). *Handbook of the Birds of the World, vol. 2: New World Vultures to Guineafowl.* Lynx Edicions. Barcelona.

DONAZAR, J.A., HIRALDO, F. y J. BUSTAMANTE (1993). Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (Gypaetus barbatus). *Journal of Applied Ecology* 30:504-514.

FREY, H. y M. BIJLEVELD (1994). The reintroduction of the Bearded vulture Gypaetus barbatus aureus into the Alps. Pp. 459-464 *en:* Meyburg, B.U. y Chancellor, R. D. (eds.). *Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV World Conference on Birds of Prey and Owls*. Berlin.

GODOY, J.A., NEGRO, J.J., HIRALDO, F. y J.A. DONAZAR, (2004). Phylogeography, genetic structure and diversity in the endangered bearded vulture (Gypaetus barbatus, L.) as revealed by mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* 13: 371-390

HEREDIA, R. y B. HEREDIA. (2001). European Union Species Action Plan for the Lammergeier (Gypaetus barbatus). *En*: N. Schäffer y U. Gallo-Orsi (Eds.) *European Union action plans for eight priority bird species*. Comisión Europea. Bélgica.

HERNÁNDEZ, M. (2001). Evaluación toxicológica del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. Informe de la Diputación General de Aragón. Zaragoza.

HIRALDO, F., DELIBES, M. y J. CALDERÓN. (1979). *El Quebrantahuesos. Gypaetus barbatus (L)*. Monografías 22. ICONA, Madrid.

SEGUIN, J.F. (2001). Life Project in Corsica. Pág. 41 *en*: Sakoulis, A, Probonas, M. y S. Xirouchakis (eds). *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*. Irakleio, Crete, Greece.

SUNYER, C. (1991). El período de emancipación en el quebrantahuesos: consideraciones sobre su conservación. Pp. 117-126 *en:* R. Heredia y B. Heredia (eds.). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. ICONA, Madrid.

THALER, E. y H. PECHLANER (1980). Cainism in the Lammergeier or Bearded Vulture Gypaetus barbatus aureus at Innsbruck Alpenzoo. *Int. Zoo Yearb*. 20: 278-280.

XIROUCHAKIS, S., SAKOULIS, A. y G. ANDREOU (2001). The decline of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in Greece. *Ardeola* 48: 183-190.

10

PROYECTOS DEMOSTRADORES Y PROYECTOS COORDINADOS

El caso del águila imperial en España

Miguel Ferrer

El vertebrado más amenazado de la península ibérica, al menos durante el siglo XX, ha sido el águila imperial ibérica. Con poco más de 200 ejemplares en el mundo, todos ellos en España, afrontaba en los años 80 una situación que se podía calificar de desesperada. Un continuo descenso de los efectivos debido a la suma desafortunada de persecuciones, disminución de su presa básica y electrocución en tendidos eléctricos, había llevado a la especie al borde de su extinción. Las actuaciones de conservación de la época, en general una mezcla de buena intención y falta de fundamento científico, no eran eficaces para frenar el declive, no definiendo con claridad los puntos clave de la demografía de la especie y careciendo de sistemas de evaluación de resultados. Durantes los años siguientes asistimos a la paulatina transferencia de competencias medioambientales desde el estado central a las comunidades autónomas, cinco de ellas con poblaciones de águilas. A principios del siglo XXI, la situación de la especie ha mejorado considerablemente, duplicando la población estimada en 1980. Aunque aún estamos en una situación de riesgo, parece claro que vamos por el buen camino. Actualmente, además de actuaciones rutinarias de conservación encaminadas a disminuir la mortalidad y aumentar la fecundidad, se están realizando proyectos innovadores en el ámbito español como la reintroducción en zonas clave para la estabilidad de la población global. En las líneas siguientes trataremos de esbozar la historia de la conservación de esta especie, sus fracasos y sus éxitos, con la intención de servir de motivo de reflexión para la conservación de especies amenazadas en España.

Aspectos biológicos y amenazas

Biología básica de la especie

El águila imperial ibérica *Aquila adalberti*, es el águila más amenazada del continente Europeo y una de las cuatro aves de presa más escasas del planeta. Su status en el ámbito mundial es cercano a las 200 parejas, localizadas todas ellas en España. Su carácter endémico y su temprana inclusión por todos los organismos internacionales en la categoría de "amenazada de extinción" han promovido desde finales de los años 60 diversas actuaciones encaminadas a su conservación.

El águila imperial es una rapaz de gran tamaño (2500-3500 g), sedentaria y territorial, con una tasa de reproducción baja (0.75 pollos por pareja y año), un periodo de inmadurez de 4-5 años, y una longevidad estimada de 21-22 años (Ferrer y Calderón 1990). Presenta tres plumajes fácilmente distinguibles: 1) juvenil, con un color crema uniforme que se conserva hasta los 3 años de edad; 2) subadulto, con manchas negras sobre un fondo crema uniforme, presente en aves entre 4-5 años; y 3) adulto, que es predominantemente negro, con las características manchas blancas en el dorso de las alas, presente en aves desde los 5 años en adelante. Estas evidentes diferencias de plumaje hacen muy fácil distinguir la presencia de parejas con algún miembro en plumaje no adulto (pareja mixta). Las aves emparejadas presentan un comportamiento territorial. Los territorios son de uso exclusivo y se defienden con contundencia a lo largo de todo el año (Ferrer 1993a).

Los nidos están localizados en árboles, preferentemente alcornoques, pinos y eucaliptos. En contraste, el comportamiento de los juveniles no emparejados es radicalmente diferente. Los movimientos entre las zonas de asentamiento temporal, dentro de las áreas de dispersión, y los regresos al área natal son continuos durante todo el periodo dispersivo (Ferrer 1993b). La distribución geográfica del águila imperial actualmente se limita al cuadrante suroccidental de España, áreas con un clima predominantemente mediterráneo, con veranos relativamente secos y calurosos e inviernos suaves y lluviosos (Ferrer 2001), habiendo poblaciones que nidifican a pocos metros sobre el nivel del mar, como la población del Parque Nacional de Doñana, y otras hasta a 1600 m, como las que se encuentran en las montañas de España Central (González *et al.* 1990).

El águila imperial nidifica en árboles. La altura del nido sobre el suelo es muy variable. El número de nidos por pareja varía de 1 a 6 (González *et al.* 1985). El tamaño medio de puesta es de 2,47 huevos por nido, con un rango de 1 a 4 huevos. El período de incubación es de 44 días y la fecha media de eclosiones se da a finales de abril.

González (1991) registró un éxito de eclosión de 71,7% (n = 325) para el conjunto del país. En cambio Ferrer *et al.* (1986) registraron sólo un 45,2 % (n = 157) para la población de Doñana. No obstante, la mortalidad de los pollos en el nido en Doñana resultó ser más baja (un 16%, n = 125) que el registrado por González (1991) para otras poblaciones (23,6%, n = 165). Las causas más importantes de mortalidad registradas en Doñana fueron: caída total o parcial de la estructura del nido por causa del viento (33,3%), agresiones entre hermanos (28,6%) y factores climatológicos como tormentas y rigores del clima (23,8%). González (1991) también menciona este comportamiento agresivo, provocando durante las primeras semanas de vida la pérdida de un 26,2% (n = 138) de los pollos que nacen en polladas con más de uno. Este comportamiento fratricida, es un comportamiento "facultativo" y está relacionado con la disponibilidad de alimento (González 1991, Meyburg 1987). Los estudios de Ferrer e Hiraldo (1991) demostraron que disminuyendo el número de visitas a los nidos para tratar de evitar la muerte de pollos por cainismo, la tasa de eclosión en Doñana aumentó hasta algo más del 60%, cercana a la media de la especie.

Origen de la especie

El águila de estepa, ancestro común de nuestra águila imperial (*Aquila adalberti*) y de su pariente el águila imperial europea (*Aquila heliaca*) debía ser, al igual que lo son sus descendientes, un águila adaptada especialmente a cazar en espacios abiertos, especializadas en mamíferos terrestres de mediano-pequeño tamaño que viven en grandes densidades: es decir, el grupo de las ardillas terrestres (Ferrer y Negro 2003). En la actualidad, el águila imperial europea obtiene más del 80% de su alimento de sumnliks (ardillas terrestres), lemings y hamsters. Todos ellos capaces de vivir en grandes densidades y experimentar explosiones demográficas. Todos de tamaño medio y todos habitantes de espacios abiertos de carácter estepario.

Al avanzar la glaciación de hace 980.000 años, los lemings y otros mamíferos de estepas abiertas se vieron obligados a moverse hacia el sur. No es difícil suponer que nuestra águila de estepa siguiera los desplazamientos de sus presas habituales, huyendo del avance de los hielos. La fracción de la población que se movió hacia oriente medio y sur de Asia no debió encontrar graves problemas para esperar el retroceso de la glaciación en compañía de sus presas, pero los que llegaron a España, Italia y Grecia pronto se encontrarían sin presas suficientes y se extinguieron excepto en España, donde encontraron una abundante fuente de alimento equivalente a una gran ardilla terrestre: el conejo ibérico (Hewitt 1999). Al producirse el retroceso de los hielos, y

convertirse toda la zona centroeuropea en el dominio del bosque caducifolio y de las ardillas arbóreas, el águila de estepa ya no pudo abandonar Iberia porque no había ni conejos ni ardillas terrestres en al menos 4000 kilómetros hasta llegar a las llanuras del este de Hungría, limite natural de la distribución de las ardillas terrestres.

Por tanto, el águila imperial ibérica no parece una rapaz que se haya originado en el bosque mediterráneo y evolucionado toda su historia filogenética en este ambiente que ahora habita, más bien se trata de un águila típica de estepas que pudo sobrevivir milagrosamente a la trampa de la glaciación gracias a la existencia del conejo ibérico que la salvó de la extinción haciéndola al mismo tiempo prisionera para siempre de la Península Ibérica. Esto tiene interesantes consecuencias sobre su recuperación como especie amenazada.

Estatus y distribución

La primera estima del tamaño de la población de águilas imperiales de la Península Ibérica fue publicada por Valverde (1960), calculándose entonces la población total en 50 parejas reproductoras, citando su presencia en cuatro núcleos: Sierra de Guadarrama, Monte del Pardo, Valle del Tajo y Doñana. Más tarde, Geroudet estimó en 30 parejas como máximo el número de supervivientes en toda su área de distribución mundial (Simon y Geroudet 1970). No obstante, el primer censo preciso realizado en la década de los 70 elevó esta cifra a 50 parejas (Garzón 1974). Desde esta fecha no se realizaron nuevos censos durante años, por lo que las estimas publicadas en los años inmediatamente posteriores eran en realidad modificaciones más o menos arbitrarias de este censo (Meyburg 1978, 1981). En el período 1981-86 se realizó un nuevo censo (González *et al.* 1987) que elevó de nuevo la población a la cifra de 104 parejas. La información del censo realizado entre 1989-91, situaba la población en aproximadamente 130 parejas, siendo en la actualidad cerca de 200 las parejas existentes (Información inédita de Agencias de Medio Ambiente de Comunidades Autónomas).

La situación actual del águila imperial en otros países es preocupante. En Portugal se estimaban en 10-15 parejas las existentes en 1974-1975 (Palma 1985). Sin embargo, en 1983 tan sólo se comprobó la nidificación de dos parejas en una zona cercana a la frontera española (Frazao 1984). Desde entonces, no se ha vuelto a confirmar la reproducción de la especie en Portugal (Palma y Onofre 1986). Las frecuentes observaciones de jóvenes en las zonas cercanas a la frontera española de la provincia de Huelva, corresponden a jóvenes en dispersión del núcleo reproductor del Parque Nacional de Doñana, como se comprobaría con el estudio de la dispersión realizado

en esta zona (Ferrer 1990). La situación en Marrueco es poco conocida. Tras considerarla como extinta (Mills 1976), fueron observados dos adultos en Tassaoti, Oued, Laou, en la primavera de 1977 (Hiraldo com. pers.) y otros dos en la desembocadura del río Moulaya . Las abundantes capturas y observaciones de jóvenes en la zona norte de Marruecos han correspondido, siempre que se han podido identificar, a jóvenes de la población reproductora del Parque Nacional de Doñana (Calderón *et al.* 1988, Ferrer 1990a). Así pues, actualmente no se tiene constancia de la reproducción de la especie fuera de España, estando su distribución mundial confinada al cuadrante suroccidental de este país y su estatus actual está estimado en 186 parejas seguras, existiendo probablemente más de 200 parejas que se distribuyen en cada una de las comunidades autónomas de acuerdo al cuadro siguiente (Datos facilitados por las comunidades autónomas al Grupo de Trabajo Nacional del Águila Imperial Ibérica).

CCAA	**Número de parejas por año**				
	1994	1999	2000	2002	2004
CASTILLA-LA MANCHA	30	36	40	46	48
EXTREMADURA	43	32	35	38	41
ANDALUCIA	29	25	29	32	52
MADRID	28	24	23	24	25
CASTILLA-LEON	18	15	17	18	20

Amenazas

La dinámica poblacional del águila imperial la convierte en una especie particularmente sensible a las variaciones en la mortalidad anual adulta, que en una situación de equilibrio se estima en el 6% anual (Ferrer y Calderón 1990, Ferrer 1993a, Ferrer 2001). Las causas que han propiciado su escasa y fragmentada situación actual se pueden resumir en la persecución humana directa durante las últimas décadas del siglo XIX y primeras del XX, hasta los años 60 aproximadamente, la electrocución en tendidos eléctricos de distribución de 16-25 kV desde los 60 hasta los 90, y el envenenamiento desde los 90 hasta nuestros días, coincidiendo con la disminución de las poblaciones de conejos. La perdida de hábitat, tradicionalmente asociada a la disminución de la especie, no debió jugar un importante papel en la regresión dado que, al día de hoy, los análisis demuestran la existencia de una enorme extensión de hábitat de calidad que está sin embargo desocupado en la actualidad (Gonzalez *et al.* 1990, 1992, Ferrer 2001).

Durante la década de los 90 la evolución de la población ha sido enormemente preocupante. En efecto, tras la disminución de las densidades de conejos por efecto de la entrada en España de una nueva enfermedad epidémica, la neumonía hemorrágico vírica, se ha intensificado el uso de veneno para combatir la presencia de predadores en cotos de caza menor. El águila imperial es una especie muy sensible a este tipo de actuaciones dado sus hábitos parcialmente carroñeros. El efecto ha sido un incremento notabilísimo de la mortalidad anual adulta, justo el parámetro de mayor sensibilidad de su demografía. Basándonos en algunas de las poblaciones mejor controladas podemos estimar en un 30% la disminución en el número de parejas de 1995 con respecto al estatus en la década de los 80. En el caso particular de Doñana, la población pasó de 15 a 8 parejas, aumentando la mortalidad anual adulta un 100% durante los últimos 8 años. La sensibilidad de la especie a los incrementos de mortalidad adulta y su escasa capacidad colonizadora comprometen gravemente su futuro (Ferrer 1993a, 2001).

Integración de la investigación en la gestión

Conviene señalar que en este apartado consideramos investigación aquella actividad que genera como resultado artículos científicos publicados en revistas que cuentan con procesos de revisión competitivos. Otras actividades que podrían ser consideradas investigación pero que no generan este tipo de resultados, no han sido incluidas por la dificultad que supone su localización y la ausencia de garantías objetivas sobre su calidad. Los aspectos de investigación de la especie han estado cubiertos desde hace muchos años por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), en especial desde el Museo de Ciencias Naturales de Madrid y desde la Estación Biológica de Doñana (EBD), habiendo sido objeto de cuatro tesis doctorales ya defendidas, además de una actualmente en curso. Algunas aportaciones proceden de universidades como la de Badajoz o Complutense de Madrid. La bibliografía científica sobre la especie es muy abundante, siendo en la actualidad más de 120 los artículos publicados en revistas científicas de alto impacto incluyendo algunas como *Ecology, Behavioural Ecology and Sociobiology, Animal Behaviour, Bioscience, Ecological Applications*, etc. Se han publicado tres libros monográficos de divulgación científica, el último en 2001. Así mismo, son innumerables los artículos publicados en revistas de divulgación incluyendo algunas como *National Geographic, Mundo Científico,* etc.

Todo ello, por cantidad y por calidad convierte al águila imperial ibérica en unas de las rapaces de su tamaño y características más estudiadas del mundo. La temática fundamental de las investigaciones desarrolladas ha estado asociada con la adquisición

de conocimientos aplicables en su conservación. En el Parque Nacional de Doñana, lugar donde se ha generado la inmensa mayoría del conocimiento científico de la especie, desde los años 80 está estrictamente prohibido desarrollar investigación que suponga manipulación o molestias a la especie que no estén directamente destinados a obtener información para su conservación. Por ello las líneas de investigación más desarrolladas han sido los estudios de dinámica de poblaciones y metapoblaciones, biología reproductiva, dispersión y movimientos, estructura genética y variabilidad remanente, entre otras. A la investigación se debe que sepamos que es una especie genuina –no una subespecie, como se apuntó durante años– y que está enormemente amenazada.

La gran cantidad de información científica de calidad que se ha generado alrededor de la especie no siempre ha sido óptimamente utilizada por algunos gestores. Sin embargo, en algunos aspectos y en algunas comunidades, la aplicación de los resultados de las investigaciones ha sido correcta y con unos excelentes resultados. La mortalidad por electrocución en tendidos eléctricos de distribución es un buen ejemplo. En 1986, los estudios del CSIC demostraron que la muerte por electrocución era la primera causa de muerte conocida de la especie, siendo la responsable del 60% de las muertes de los jóvenes durante su primer año de vida. Tras los estudios realizados por la EBD y financiados por compañías eléctricas se desarrollaron sistemas para la localización y arreglo de tendidos peligrosos y se produjo un cambio en la normativa sobre construcción de nuevas líneas, con lo que la electrocución pasó a unos niveles mucho más moderados, destacando el aumento de la supervivencia juvenil en el primer año, que pasó del 16% a casi el 80% tras los arreglos. Desgraciadamente, no en todas las zonas se tuvieron en cuenta estos estudios y hasta 1996 no se aplicaron en zonas como la Comunidad de Madrid, incluyendo el Monte del Pardo. Sin embargo, en otras zonas como Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía, la mortalidad por electrocución disminuyó de forma significativa, contribuyendo sin duda al incremento de las poblaciones registrado en algunas de esas áreas en los últimos años.

Tras los estudios sobre dinámica poblacional y biología reproductiva, los sistemas de seguimiento de la reproducción que utilizaban los gestores, así como técnicas de manejo de pollos para evitar el "cainismo" fueron completamente trasformadas. Con esos cambios se consiguió un aumento en la tasa de eclosión que pasó del 45% al 60%. Los análisis realizados por la EBD demostraron el riesgo de transmisión de enfermedades durante la manipulación y recomendaron el uso de sistemas de protección que hicieron que la incidencia de enfermedades infecciosas oportunistas por *Stafilococcus*

sp. se redujeran desde casi el 40% de los pollos manipulados a cero. Así mismo, los estudios sobre el periodo de dependencia y la respuesta fisiológica al ayuno permitieron poner a punto una técnica conocida como "alimentación suplementaria" que ahora se aplica ampliamente. Quizás la última aportación de la investigación que está siendo aplicada es la recomendación de crear nuevas "poblaciones puente" mediante reintroducciones con la técnica conocida como "Hacking". Convendría señalar que los estudios científicos han sido financiados en su mayor parte por empresas privadas o por consejerías de medio ambiente de comunidades autónomas.

Medidas de conservación y aspectos organizativos

Desde principios de los años 80 han existido diversas iniciativas de conservación, se han redactado planes y otros documentos estratégico, y se han desarrollado actividades encaminadas a mejorar la situación de la especie fundamentalmente mediante la reducción de la mortalidad adulta y juvenil y la mejora en la tasa de reproducción. A continuación se citan algunos hitos de este proceso:

1991. Segundo borrador del plan de recuperación nacional del águila imperial ibérica (líneas directrices para la elaboración de planes de recuperación autonómicos). Este documento pretendía sentar las bases técnicas mínimas que sirvieran de orientación a las comunidades autónomas en la redacción de sus respectivos planes autonómicos de recuperación. El documento detecta los factores clave y sugiere actuaciones técnicamente correctas. Su redacción corrió a cargo del ICONA (más tarde Ministerio de Medio Ambiente, MIMAM) con la colaboración del CSIC y las Comunidades Autónomas, a través del grupo de trabajo nacional. Este plan no tenía ninguna asignación presupuestaria.

1992. Plan Coordinado de Actuaciones para la Conservación del Águila Imperial Ibérica. Documento técnico. Líneas directrices para la elaboración de planes de recuperación del águila imperial ibérica. Redactado por el ICONA (después MIMAM), las CCAA y el CSIC, la intención era la sentar unas bases comunes de actuaciones y de solicitud de financiación.

1992-1995. Programa Life-Águila imperial. Un ambicioso proyecto de conservación coordinado con la participación de las cinco comunidades autónomas con presencia de la especie. La financiación global fue de unos 7.300.000 €, que se destinaron mayoritariamente a corrección de tendidos eléctricos peligrosos, adquisición de terrenos, contrato de vigilancia, repoblaciones de conejos, tratamiento de vegetación, etc.

1992. Plan de manejo del águila imperial en el parque nacional de Doñana su entorno y áreas de dispersión de la especie. Redactado por el MIMAM, Comunidad Autónoma de Andalucía (CAA) y CSIC, en el marco del grupo de trabajo de Doñana. Contempla una actualización de las técnicas de conservación, criterios de selección de actuaciones en base a su eficacia, seguimiento de resultados y, en resumen, un cambio total en las actuaciones que hasta entonces se había realizado con la especie. Sin dotación presupuestaria específica, incluía sin embargo el compromiso de los firmantes de financiar las actuaciones en él contempladas.

1996. Plan de recuperación del águila imperial en Andalucía. Redactado por la CAA y el CSIC, incorporaba las directrices elaboradas por el grupo nacional a la situación andaluza, añadiendo además algunas informaciones novedosas como estudios de expansión, hábitat disponibles, viabilidad de la población, análisis de posibles reintroducciones etc. Las investigaciones necesarias para la redacción del texto definitivo costaron 32.000 €. El plan de recuperación no ha sido aprobado todavía al día de hoy.

1997. Programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica en Andalucía y reducción de la mortalidad por electrocución en las áreas de dispersión juvenil. Plan redactado por la CAA y el CSIC. Uno más de los programas sistemáticos de arreglo de tendidos eléctricos utilizando para ello la información científica generada por los estudios realizados por el CSIC y financiados por las compañías eléctricas. Al arreglo de tendidos se han destinados por parte de la CAA un total cercano a los 600.000 €. Los estudios de cuatro años de duración necesarios para detectar los apoyos peligrosos, desarrollar las soluciones y la estrategia de optimización de la inversión, financiados por empresas privadas costaron 900.000 €.

2001. Reforzamiento y recuperación del águila imperial ibérica. FUNGESMA-CSIC. Este estudio promueve un conjunto de estrategias para la conservación de la especie, entre las que cabe destacar la idea de que es imprescindible conseguir a medio plazo el establecimiento de núcleos de adultos reproductores en áreas actuales de dispersión para así crear núcleos reproductores intermedios entre las actuales poblaciones y permitir así un mejor y más fácil intercambio genético. El coste financiado por la empresa farmacéutica GSK fue de 180.000 €.

2001. Estrategia para la conservación del águila imperial ibérica. Versión aprobada por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza el 9 de julio de 2001. La estrategia fue redactada por el Ministerio de Medio Ambiente, las cinco Comunidades Autónomas con la especie y el CSIC. Se trata de un documento de diagnóstico y recomendaciones técnicas de conservación. No hay dotación presupuestaria alguna.

2001. Programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica en Andalucía. Este programa, iniciado por la Consejería de Medio Ambiente de la CAA, pretende ser el mecanismo que aglutine los esfuerzos de conservación de la especie en esta comunidad. Incluye acciones destinadas a disminuir la mortalidad no natural y a la creación de nuevas poblaciones de la especie, entre otros aspectos. Este programa, inspirado en los documentos anteriores, incluye una partida presupuestaria importante que contempla contratación de personal, arreglo de tendidos, divulgación, actuaciones de reforzamiento de conejos, un programa de cría en cautividad y reintroducciones, con un presupuesto anual de unos 530.000 €. Algunas otras comunidades realizan también inversiones similares en especial destinadas a reforzamiento de conejos y protección de tendidos.

2003. Plan de actuaciones urgentes para la conservación del lince y del águila imperial ibérica. Ministerio de Medio Ambiente, CCAA, CSIC. Primer documento en el que se aborda la idoneidad de tratar coordinadamente actuaciones en ambas especies dada la coincidencia de su origen, su alimentación, su área de distribución y su estatus de amenaza. Originalmente se presentó un presupuesto de unos 7.000.000 €, pero hasta el momento no se ha llevado a cabo dicho plan, ni se le ha asignado presupuesto.

Con el apoyo de algunos de estos programas así como de fondos LIFE se han acometido arreglos de tendidos eléctricos peligrosos en Andalucía, Extremadura, Castilla-La Mancha y Madrid, en muchos casos con la colaboración de compañías eléctricas y con algunas diferencias de criterio en la determinación de las zonas de actuación. Sin duda esta ha sido la actuación más eficaz en la conservación de la especie, habiéndose obtenido resultados espectaculares (Ferrer e Hiraldo 1991).

También se han emprendido actuaciones para la mejora de hábitat para conejos, con gradeados, siembras, desbroces, instalación de conejeras protegidas, etc. En general, los resultados han sido mejores con la provisión de refugios y el desbroce que con otro tipo de medidas, aunque eso varía por zonas y, salvo excepciones, no se han evaluado de forma conjunta los resultados obtenidos ya que no estaba previsto en muchos casos el seguimiento de la eficacia de la medida empleada. En algunos lugares como Extremadura, Andalucía (Doñana) y otros, también se han realizado sueltas de conejos, que en general han resultado muy poco eficaces. La provisión de alimentación suplementaria de las águilas presentes en territorios con problemas resultó muy eficaz en el caso de Doñana y actualmente se emplea de forma muy extendida por muchas comunidades autónomas, aunque de nuevo es muy difícil valorar la eficacia porque no se han planificado un seguimiento de la misma.

La compra de terrenos ha sido también una inversión que algunas comunidades como Extremadura han hecho para la protección del águila. Sin embargo, en general, la evolución de las poblaciones ha sido más o menos igual en terrenos privados que en públicos, con la excepción de Doñana, terreno público donde la población va camino de la extinción. La contratación de personal de vigilancia y de seguimiento sí ha tenido al menos el resultado de mejorar sensiblemente el nivel de conocimiento de las poblaciones, como ha sido el caso de Andalucía. En cuanto a las actuaciones contra el veneno, aparte de la colaboración a través del Programa Antídoto de las administraciones públicas, en diferentes comunidades, distintas medidas de gestión y diferentes realidades sociales han tenido influencia sobre la intensidad y duración del "rebrote" en el uso de veneno, siendo Extremadura el área donde menos se ha sentido su efecto y Doñana la que más.

En el águila, como en otras muchas especies, a pesar de ser un imperativo legal aún no se ha aprobado ningún plan de recuperación, por la oposición generalmente de las consejerías de agricultura (medidas agroambientales) y ordenación del territorio (limitaciones de infraestructuras y de usos). Por lo tanto, el funcionamiento actual se basa en "programas de actuaciones" sin peso legal alguno. Los borradores de dichos planes se han redactado en algunas ocasiones con el asesoramiento de instituciones científicas aunque en otros casos no ha sido así.

El esquema organizativo nacional se basa en el Grupo de trabajo del águila imperial, coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente y constituido por representantes de comunidades autónomas y científicos. Este grupo depende a su vez de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, en la que se encuentran representadas las comunidades autónomas en el ámbito de direcciones generales y el Ministerio de Medio Ambiente, aunque no participen en él los principales investigadores o las ONGs. Sin embargo, este grupo de trabajo no tiene autoridad legal para coordinar las acciones en el ámbito nacional y, por tanto, son las comunidades autónomas, tal y como marca la ley, las que mantienen las competencias en exclusiva de lo que ocurra con el águila en su territorio.

El esquema organizativo de cada comunidad autónoma es distinto. En algunas como Andalucía existe un grupo de trabajo similar al de ámbito nacional, pero en otras no hay posibilidades de participación o información para nadie que no sea de la administración competente. La composición de los grupos de trabajo tanto nacional como autonómicos o en el caso de Doñana que cuenta con un grupo de trabajo propio, es muy distinta. En el grupo nacional sólo están los técnicos de CCAA,

normalmente biólogos o veterinarios y los técnicos del MIMAM, también biólogos (los científicos son ocasionalmente invitados por las comunidades autónomas). En el de Andalucía hay una composición similar pero con representantes provinciales, científicos especialistas y además participan representantes de ONGs. En el de Doñana, además de los representantes del MIMAM, de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía y del CSIC, todos ellos biólogos, hay muchos participantes que no tienen ninguna titulación, siendo personal de trabajo en el campo como peones, guardas, ornitólogos, etc.

La situación en los últimos años demuestra que el liderazgo de las actuaciones en conservación de la especie recae en los centros de investigación y las comunidades autónomas. En el caso del CSIC, la comunicación social se hace desde su gabinete de prensa, involucrando a periodistas y sociólogos especializados en divulgación científica. La evaluación de los resultados no se hace de forma rutinaria dado que muchas comunidades autónomas no quieren dar resultados de sus actuaciones o simplemente no consideran que haya que evaluar nada. Lo mismo ocurre con algunos estudios financiados en los últimos años que nunca han sido publicados o tan siquiera comunicados en el Grupo de Trabajo. La evaluación actual del resultado de las acciones de conservación en el ámbito nacional sólo consiste en el seguimiento de la evolución anual del número de parejas localizadas de la especie. Afortunadamente, en el ámbito autonómico sí se ha evaluado la eficacia de las actuaciones realizadas, favoreciendo así la mejora de nuestra capacidad de conservar la especie.

Mención especial merece los programas de cría en cautividad que se encuentran en una situación que resulta cada día mas difícil de explicar. Actualmente hay tres centros para la reproducción en cautividad del águilas. Sevilleja de la Jara, en Toledo, es un centro tutelado por la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha y que tiene unas 27 aves en cautividad y que viene funcionando al menos durante los últimos 10 años, sin ningún resultado positivo hasta el momento. Quintos de Mora, gestionado por el MIMAM, lleva 12 años con una media de 16-19 ejemplares presentes en él, sin ningún resultado reproductivo hasta el momento. Y por último, San Jerónimo, en Sevilla, gestionado por la Fundación MIGRES, participada por la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, tiene 5 ejemplares jóvenes desde hace 4 meses. Por ahora, pese a reiterados intentos, no existe un Programa Nacional de Cría y por tanto, no existen mecanismos de intercambio de ejemplares ni criterios técnicos de manejo y redistribución del stock de aves cautivas oficialmente aceptados por las partes. De nuevo, la ausencia de un papel coordinador a nivel estatal es evidente.

Relaciones con la sociedad

La percepción social de la situación de la especie parece ser adecuada. La situación de amenaza y la necesidad de conservarla ha sido ampliamente reconocida en todos los medios de comunicación y no es identificada como especie conflictiva por propietarios particulares o gremios de cazadores. Esto está avalado por el hecho de que las primeras causas de muerte en la especie si bien son de origen humano (venenos y electrocuciones) son de carácter indirecto "no intencionado", ya que rara vez se coloca veneno contra ellas sino más bien son victimas no buscadas.

Al menos durante los últimos 15 años no ha existido ninguna campaña nacional de divulgación y concienciación desarrollada por las administraciones públicas responsables de la coordinación de la conservación de la especie en España. Las CCAA han realizado algunas campañas, en general de carácter local y sectorial, fundamentalmente destinadas a cazadores. Algunas ONGs como el caso de SEO-Birdlife, sí han organizado campañas de difusión entre las que podemos destacar el nombramiento de "Ave del año 2000" al águila imperial, así como apariciones en prensa. La mayor parte de la difusión sobre los problemas y situación del águila imperial han sido realizadas en medios de comunicación genéricos por iniciativa de centros de investigación y organizados por especialistas en comunicación científica del CSIC.

El único conflicto social identificado en relación con la especie deriva de la intensa presencia de representantes de las administraciones públicas en fincas de particulares con águilas, lo que hace que sus propietarios tiendan a percibir más las molestias asociadas con la presencia de la especie que los posibles beneficios. Esto deberá ser cambiado en los próximos años mediante una política de claro reconocimiento de la labor de los propietarios que contribuyen de forma muy significativa a la conservación de la especie, y que deberían ser tratados como "clientes preferentes" por los gobiernos e incluso gozar de beneficios fiscales o de otro tipo por ello. Otra posible vía de gestión futura consiste en el apoyo a los cotos de caza menor para que realicen cambios destinados la obtención de mejores resultados económicos a cambio de una gestión de calidad para la conservación del águila imperial u otras especies con problemática similar.

Las relaciones entre administraciones públicas y ONGs son muy escasas en el ámbito del Grupo de Trabajo nacional, en el que no pueden participar de momento. En algunos grupos autonómicos, como es el caso de Andalucía, sí lo hacen y además se ha constituido una mesa de participación ciudadana más amplia. Por su parte las ONGs se han mostrado muy activas en el proceso de conservación de la especie, con una participación destacada de SEO-Birdlife que ha organizado varios talleres de tra-

bajo para facilitar foros de intercambio de información que han resultado útiles. A esto se debe añadir la formación del Club de la Águilas, que aglutina a los propietarios particulares con águilas en sus fincas con la intención de hacerles llegar el reconocimiento público por su apoyo al mantenimiento de la especie.

Lecciones aprendidas

Lo primero en mi opinión que convendría resaltar es la absoluta necesidad de una sólida base científica para poder actuar con eficacia en la conservación de especies. Los resultados obtenidos con la aplicación de medidas de conservación directamente derivadas de la investigación han sido espectaculares e indiscutibles. Sin embargo conviene señalar que, aunque en sectores ajenos a la actividad científica esto a veces se desconozca, los científicos, al igual que los deportistas, tiene sus propias marcas personales, objetivas y contrastables que son las publicaciones en revistas científicas de calidad. La calidad científica no debería ser como el valor en los militares, algo que "se les supone". La conservación de especies es un experimento que TIENE que salir bien, por que no se puede repetir en caso de fallo, y por tanto debería ser encomendado a los mejores disponibles. Es muy escasa la evaluación científica que las comunidades o el ministerio hacen antes de contratar un proyecto, lo cual disminuye las probabilidades de que dicho proyecto genere el máximo posible de resultados útiles para la especie. Un sistema sencillo sería que las administraciones de conservación solicitasen la evaluación externa de la calidad científica del proyecto que quieran contratar, por ejemplo a la Agencia Nacional de Evaluación y Prospectiva, que es el organismo que evalúa los proyectos para el Plan Nacional de Investigación. De esa forma nos aseguraríamos que los proyectos, especialmente los que implican manejo y posibles molestias de individuos de la especie estén suficientemente avalados desde el punto de vista científico.

La actual estructura del Estado Español, y más aún en el futuro, se parece más bien a un estado federal pero sin que las tareas de coordinación propias de esos estados esté funcionando de forma eficaz. La coordinación debería funcionar desde un liderazgo científico-técnico y, por supuesto, económico que actualmente no existe. Como ejemplo podemos mencionar que mientras que las normativas sobre protección de tendidos eléctricos para aves se promulgaron como decretos en las comunidades autónomas desde los años 90 (Andalucía fue la primera en 1991, seguida pronto por todas las demás), en 2005 aún no hemos conseguido una propuesta nacional sobre el tema, pese a que el primer intento propuesto por el CSIC en 1982 pretendía que la normativa fuese nacional y promovida por el Ministerio de Medio Ambiente. Veintitrés años des-

pués no se ha conseguido, y lo más interesante es que ya no es necesaria. En la España actual parecen funcionar mucho mejor los "proyectos demostradores", esto es, buscar una comunidad autónoma que quiera realizar el proyecto y, una vez tenga éxito, esperar que las demás comunidades quieran repetirlo. Soy consciente de que este planteamiento supone una minusvaloración del Ministerio de Medio Ambiente, pero creo que el papel que se empeña en representar en la situación actual, tal y como los hechos demuestran, es desgraciadamente prescindible. En los últimos 20 años, el MIMAM ha ido perdiendo territorio que gestionar y la faceta de "gestión directa sobre el terreno" ha perdido casi todo su sentido en este organismo. Sin embargo, esta realidad administrativa, lejos de estimular el papel de coordinación del MIMAN ha conseguido disparar el ingenio para que, a través de fundaciones del propio Ministerio, se pueda seguir interviniendo en ámbitos territoriales que son competencia exclusiva de las comunidades autónomas. Esta concepción del papel del MIMAN parece generar más desencuentros que voluntad de trabajar coordinadamente.

Esto no quiere decir que no sea deseable que dicha coordinación exista. Muy al contrario, la elemental lógica indica que alguien debería hacer el papel de recoger y distribuir información, establecer acuerdos mínimos, fomentar el intercambio de experiencias, estimular nuevas líneas o actuaciones técnico-científicas, promover programas nacionales de difusión, etc. Ese papel, sin duda de enorme trascendencia, corresponde en España al MIMAM, y su ejercicio debería ser reclamado y apoyado por todas las comunidades autónomas. Ejercer la coordinación en un estado federal sólo es posible desde una situación de liderazgo científico-técnico y económico que no existe en la actualidad. En este sentido llama poderosamente la atención que, mientras que la administración que más ha contribuido al conocimiento científico de la especie y al desarrollo de aplicaciones a la conservación es el CSIC, dependiente del Ministerio de Educación, y por lo tanto del estado central, el MIMAM no ha sido casi nunca la promotora de los proyectos de investigación ni la impulsora de sus aplicaciones, lo que podría haber sido una parte importante de la base de su liderazgo.

Posiblemente por el escaso papel del MIMAM, el liderazgo actual de la recuperación de la especie recae más sobre comunidades autónomas, centros de investigación u ONGs que sobre la administración gestora estatal. Como consecuencia, a los técnicos y científicos que deciden poner en marcha actuaciones novedosas se les acusa de actuar de forma no coordinada. Por otra parte, al no existir acciones impulsadas por la administración central, los proyectos de las comunidades autónomas, centros de investigación y ONGs son identificados como los "únicos proyectos" y, por tanto, son objeto

del interés social expresado mediante el escrutinio de los medios de comunicación. Este exceso de "presión" y la tendencia a verse involucrados en conflictos mediáticos, particularmente evidente en el caso de especies emblemáticas como el águila imperial, hace que muchos investigadores abandonen estas líneas de investigación a favor de una actividad científica más productiva y menos conflictiva, dejando en muchas ocasiones a las especies o a las poblaciones concretas "abandonadas a su suerte". Sirva como ejemplo que en Doñana, lugar de enorme repercusión social y mediática, no hay proyectos de investigación que incluyan manipulación de individuos ni sobre el águila imperial desde hace 14 años, ni sobre el lince ibérico desde hace cinco, a pesar de la preocupante situación en la que se encuentra la población de águilas de esta zona.

Otro punto interesante para mí es el de la participación ciudadana en los proyectos de recuperación. Parece obvio y sería prolijo argumentarlo aquí que para el proceso de recuperación la participación ciudadana y la comunicación son factores claves y sin los cuales las posibilidades de éxito en la mayoría de las especies son nulas. Sin embargo, en el caso del águila imperial asistimos a dos modelos extremos de integrar esa participación. Por un lado, el modelo fomentado por el MIMAM en el grupo de trabajo nacional donde no se integra a las ONGs, pero se les contrata trabajos "científicos" sin evaluación y sin resultados públicos, y por otro el modelo promovido por el mismo ministerio en su grupo de trabajo de Doñana, donde la participación es tan amplia que parece un pequeño parlamento, en el cual, al grito de que las decisiones se toman por "consenso", es imposible tomar ninguna. No conozco ningún Plan Nacional de Salud, donde el diseño y la ejecución de actuaciones tengan que ser por "consenso" con los médicos, la OMS, los propietarios de ambulancias, los alcaldes, el representante del sindicato del metal y la "Asociación soriana de amas de casa". Esto parece más bien responder a una estrategia deliberada que a la sensatez: Una cosa es la participación e información y otra delegar la responsabilidad en la toma de decisiones. La Administración no debería tener una excepción "asamblearia" en conservación de especies. De hecho, la dificultad de conseguir un consenso en semejantes grupos es lo que se utiliza como excusa para no acometer las actuaciones necesarias. Sería sorprendente que el Ministerio de Fomento decidiese ignorar los avances en nuevos materiales desarrollados por investigadores para construir los puentes de las autovías con madera de eucalipto porque al "grupo de trabajo" le gusta más. Sin embargo esto es una situación irritantemente cotidiana en conservación de especies que todos parecemos aceptar.

En resumen, parece conveniente potenciar el papel de coordinación de la administración central pero éste deberá adaptarse a la realidad federal española y no entender

su papel como en el pasado, donde básicamente se limitaba a una intervención directa en los territorios y a la elaboración de la legislación nacional. Ahora su papel debería ser el de establecer una normas básicas con el apoyo de las CCAA y ejercer un liderazgo científico-técnico, así como económico que actualmente brilla por su ausencia. En la presente realidad española parece más eficaz el desarrollo de proyectos demostradores, a modo de ensayo, que sean, en el caso de tener éxito, copiados por el resto de las comunidades autónomas. Por último convendría reflexionar sobre la diferencia que existe entre ser informado, informar y tomar decisiones en el marco de la participación ciudadana en los procesos de recuperación.

Bibliografía

CALDERÓN, J., J. CASTROVIEJO, L. GARCÍA y M. FERRER. (1988). El Águila Imperial Aquila adalberti en Doñana: dispersión de los jóvenes, estructura de edades y mortalidad. *Doñana Acta Vertebrata* 15:79-98.

FERRER, M. (1990). *Dispersión juvenil de la población de Águilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana.* Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.

______ (1993a). *El águila Imperial.* Ed. Quercus. Madrid 231 pp.

______ (1993b). Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish Imperial Eagle Aquila adalberti. *Ibis* 135:132-138.

______ (2001). *The Spanish Imperial Eagle*. Editorial Lynx, Barcelona 240 pp.

FERRER, M. y J.CALDERÓN. (1990). The Spanish Imperial Eagle Aquila adalberti in Doñana National Park: a study of population dynamics. *Biological Conservation* 51: 151-161.

FERRER, M., J. CALDERÓN y J. CASTROVIEJO. (1986). *Éxito reproductor de Aquila adalberti en Doñana*. IV Congreso de Rapaces Mediterráneas. Evora, Portugal.

FERRER, M. y F. HIRALDO. (1991). Evaluation of management techniques for the Spanish Imperial Eagle. *Wildlife Society Bulletin* 19:436-442.

FERRER, M. y J.J. NEGRO. (2003). The near-extinction of two large European predators: Super specialist pay a price. *Conservation Biology* 18:344-349.

FRAZAO, J. (1984). *Projecto de estudo de localizacao Aquia Imperial Iberica Aquila heliaca adalberti*. Grupo Universitario de Estudios del Medio Ambiente GUEA, Evora 2:1-6.

GARZÓN, J. (1974). Contribución al estudio del estatus, alimentación y protección de las Falconiformes en España Central. *Ardeola* 19:279-330.

GONZÁLEZ, L.M. (1991). Historia Natural del Aguila Imperial ibérica. Monografías ICONA. Madrid.

GONZÁLEZ, L.M., J.C. ALONSO, J.L. GONZÁLEZ y B. HEREDIA. (1985). *Estudios sobre la reproducción del águila imperial ibérica Aquila adalberti.* Monografía ICONA 36.

GONZÁLEZ, L.M., J. BUSTAMANTE y F. HIRALDO. (1990). Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle Aquila adalberti. Biological Conservation 51:311-319.

GONZÁLEZ, L.M., J. BUSTAMANTE y F. HIRALDO. (1992). Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle Aquila adalberti. *Biological Conservation* 59:45-50.

GONZÁLEZ, L.M., J.L. GONZÁLEZ, J. GARZÓN y B. HEREDIA. (1987). Censo y distribución del águila imperial ibérica Aquila adalberti en España durante el periodo 1981-1986. *Bol. Estac. Centr. Ecología* 31:99-109.

GONZÁLEZ, L.M., F. HIRALDO, M. DELIBES y J. CALDERÓN. (1989). Reduction in the range of Spanish Imperial Eagle Aquila adalberti since 1850. *Journ. Biogeogr.* 16:305-315.

HEWITT, G. M. (1999). Post-glacial recolonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:87-112

MEYBURG, B.U. (1978). Sibling aggression and cross-fostering of eagles. En S.A. Temple (ed). *Endangered Birds Management Techniques for Preserving Threatened Species*. Univ. Wisconsin Press. Madinson

______(1981). Seltene und vom Aussterben bedrohte greifvögel (III). Der Spanische Kaiseradler *Aquila* (*heliaca*) *adalberti*. *Der Falkner* 31:31-35.

______B.U. (1987). Clutch size, nestling aggression and breeding success of the Spanish Imperial Eagle. *Brit. Birds* 80:308-320.

MILLS, S.P. (1976). *Search for the Spanish Imperial Eagle in Morocco*. World Wildlife Fund Project 1624. Final report.

PALMA, L. (1985). The present situation of birds of prey in Portugal. En I. Newton y R.D. (ed). *Studies and Conservation in Raptors*. Chancellor. ICBP Technical Bull. 5:3-14.

PALMA, L. y N. ONOFRE. (1986). *A Aguia Imperial Aquila adalberti em Portugal, síntese dos conhecimentos actuais*. IV Congreso de Rapaces Mediterraneas. Evora, Portugal.

SIMMONS, N y P. GEROUDET. (1970). *Survivants, SOS pour 48 Animaux*. Laussanne, Suiza.

VALVERDE, J. A. (1960). La population d'Aigles Impériaux Aquila heliaca adalberti de Marismas du Gaudalquivir : son évolution depuis au siècle. *Alauda* 28 :20-26.

11

LA RECUPERACIÓN DE UN CARNÍVORO ADAPTABLE EN UN AMBIENTE CAMBIANTE

El caso del lobo en España

Juan Carlos Blanco

Sus características biológicas y ecológicas convierten al lobo (*Canis lupus* L.) en una anomalía entre las especies que frecuentan los libros de especies amenazadas. Al contrario que el quebrantahuesos, notorio estratega de la K, el lobo muestra una elevada capacidad de reproducción y recuperación (Fuller *et al.* 2003). Al contrario que los lagartos canarios y el ferreret, que ocupan de forma natural un espacio muy restringido, el lobo es el mamífero terrestre con mayor área de distribución natural y su capacidad de dispersión les lleva a algunos individuos a establecerse a casi mil kilómetros de donde nacieron (Fritts 1983, Boyd y Pletscher 1999). Al contrario que el lince y el águila imperial ibéricos, que han evolucionado con los conejos y dependen de ellos para vivir (Ferrer y Negro 2004), el lobo exhibe una amplitud trófica que le permite comer casi cualquier alimento dentro de su dieta esencialmente carnívora (Peterson y Ciucci 2003). Su elevada capacidad de adaptación y de reproducción y la flexibilidad de su estructura social no le hacen merecer un puesto en las listas rojas de especies amenazadas sino más bien en los catálogos de especies plaga.

Y sin embargo, el lobo se ha considerado una especie Vulnerable a escala mundial hasta 1996 –cuando fue catalogado en la categoría *Riesgo menor, mínima preocupación* (IUCN 1996, p. 241)– y ha desaparecido de muchos países y de amplias regiones del planeta donde proliferaba hace apenas un siglo. La causa de su disminución ha sido la implacable persecución por parte del hombre a que el lobo se ha hecho acreedor a causa de sus continuos ataques al ganado. Los lobos han evolucionado para cazar ungulados vulnerables y, en el caso del ganado doméstico, la mayoría de los individuos muestran esta característica (Mech 1970). Por esta razón, los lobos atacan con mucha frecuencia al ganado –incluso en zonas donde abundan los ungulados silvestres– y en ocasiones matan muchos más ejemplares de los que pueden comer. En todos los luga-

res del mundo donde el lobo y el ganado coinciden, se repite el mismo proceso: los lobos matan ganado y el hombre mata lobos. En España, los daños del lobo al ganado se elevan aproximadamente a 1,5 millones de euros en 2003 (Blanco 2004). Conociendo la larga historia de persecución sistemática y la saña con que se ha llevado a cabo, la pregunta adecuada no es por qué ha llegado a estar el lobo amenazado sino cómo ha logrado sobrevivir a este acoso.

Las razones hay que buscarlas en la capacidad de adaptación y de recuperación que acabamos de señalar. Para empezar, el lobo puede vivir en una asombrosa variedad de hábitats. Dentro de su vasta área de distribución mundial, que hasta principios del siglo XX incluía la mayor parte de Eurasia y Norteamérica (Boitani 2003), los lobos habitan desde las tierras más inhóspitas del Alto Ártico, con varios meses de oscuridad total en invierno (Mech 1997), hasta los tórridos desiertos de Arabia o Israel (Hefner y Geffen 1999), pasando por la mayor parte de los ecosistemas del Hemisferio Norte, como la tundra, los bosques boreales y mixtos, las estepas, etc. Durante muchos años los lobos se consideraron como animales propios de zonas remotas y deshabitadas, pero en las últimas décadas hemos visto cómo se adaptan a vivir en zonas muy humanizadas de España, Italia e incluso Estados Unidos. Al aumentar la tolerancia de la sociedad hacia la especie, los lobos han demostrado que no tienen problemas para convivir con el hombre; es la persecución implacable lo que ha relegado a los lobos a los lugares más despoblados del planeta (Mech 1995). En España, los lobos pueden vivir también en gran variedad de hábitats, desde las solitarias montañas cantábricas o las fincas de Sierra Morena rebosantes de ciervos (*Cervus elaphus*) hasta las llanuras cerealistas castellanas o las pobladas regiones del occidente gallego, donde los ungulados silvestres brillan por su ausencia (Blanco *et al.* 1990). Porque, aunque el lobo es un predador natural de ungulados silvestres (Mech 1970), puede suplir estas presas con ganado o con carroña. Las poblaciones de lobos carroñeros estudiados en Italia (Boitani 1982), en la llanura cerealista castellana (Blanco y Cortes 1999, Cortes 2001) o en los desiertos de Israel (Hefner y Geffen 1999) demuestran que los lobos no necesitan medios inalterados para vivir.

En todos los lugares del mundo donde se les ha estudiado, los lobos viven en manadas, que son familias constituidas por la pareja reproductora y su descendencia nacida en los tres últimos años (Mech 1999). En cada manada suele reproducirse una sola hembra al año, que pare una media de 5 o 6 cachorros (Mech 1970, Fuller *et al.* 2003). La mortalidad causada por el hombre estimula la productividad de las poblaciones a través de varios mecanismos, que han sido revisados con cierto detalle por Blanco y

Cortés (2002). En las poblaciones severamente explotadas aumenta el alimento disponible *per capita*, lo que a su vez incrementa el porcentaje de hembras que se reproduce cada año, el tamaño de manada y la supervivencia de los cachorros en los primeros meses (Mech *et al.* 1998). Estos procesos permiten a las poblaciones compensar pérdidas anuales del 35% de los individuos mayores de 6 meses (Fuller 1989). Cuando la persecución se relaja o cesa, las poblaciones de lobos se mantienen e incluso pueden recuperar parte del terreno perdido con relativa rapidez, como ha ocurrido en los 30 últimos años en España y en otros países de Europa o Norteamérica (Boitani 2003).

El lobo ocupaba prácticamente toda la Península ibérica hasta el siglo XIX, cuando se inició un proceso de regresión que alcanzó su punto máximo hacia 1970. Hace tres décadas, los últimos lobos españoles estaban arrinconados en una población noroccidental centrada en Galicia y en las montañas cantábricas y zamoranas; además, sobrevivían algunos núcleos aislados a lo largo de la frontera portuguesa y en Sierra Morena (Valverde 1971). A partir de entonces, se produjo una rápida recuperación de la población noroccidental y la extinción de todas las pequeñas poblaciones aisladas excepto la de Sierra Morena, un proceso descrito con cierto detalle por Blanco *et al.* (1990) y Blanco y Cortés (2002). En 2004, hay en España una gran población continua en el cuadrante noroccidental, que ocupa unos 120.000 km^2 y consta al menos de 260 manadas localizadas en distintos sondeos regionales (aunque el número real puede ser mayor), lo que representa quizá más de 2.000 ejemplares (para una revisión de los sondeos regionales recientes, véase Blanco 2004.) Además de la población principal, en Sierra Morena se mantiene una pequeña población de 5 a 10 manadas (R. Carrasco, *com. pers.*), aislada desde la década de los 70 y en serio peligro de extinción. En las tres últimas décadas, el área de distribución en España al menos se ha duplicado y el número de lobos probablemente se ha multiplicado por tres o por cuatro. A ello debemos añadir la sorprendente expansión de la población italiana de lobos, que desde 1992 se ha extendido por Francia (Valière *et al.* 2003) hasta tal punto que unos pocos individuos han alcanzado en 2003 el Pirineo catalán. Aunque no se han establecido manadas reproductoras, este hecho nos permite soñar con la unión natural de dos poblaciones de Europa meridional que han estado separadas más de un siglo y centenares de kilómetros. De acuerdo con las categorías de amenaza de la UICN, el lobo en la Península ibérica se ha considerado en Riesgo menor, dependiente de conservación (IUCN 1996, p. 223). En España, el lobo fue incluido en la categoría Vulnerable en 1992 (Blanco y González 1992) y en Casi Amenazado diez años después (Blanco *et al.* 2002).

La recuperación del lobo en España y en otros países europeos constituye un éxito de conservación tan grande que plantea un problema único en los casos descritos en este libro. Las poblaciones de lobo pueden aumentar por encima de los límites tolerables por la sociedad rural (la llamada capacidad cultural de carga del medio: Fuller 1995) o pueden expandirse a zonas ganaderas donde su presencia resulte poco deseable. En casi todos los lugares del mundo donde se ha protegido a los lobos para fomentar su conservación y su recuperación, es necesario ahora controlar las poblaciones de una u otra manera (Mech 1995). En la humanizada naturaleza española, muchas de las especies que aparecen en este libro tienen una tendencia natural a reducir sus poblaciones, por lo que resulta necesario apoyarlas continuamente. Por el contrario, las poblaciones de lobo muestran con frecuencia tendencia a aumentar y a recolonizar zonas donde resultan muy conflictivos, por lo que limitar su crecimiento forma parte de los objetivos de gestión en ciertas áreas. Sólo la población aislada de Sierra Morena exige medidas estrictas de conservación que la alejen del borde de la extinción. Pero vamos a renunciar a tratar esta población porque constituye una excepción a la situación general del lobo en España, y describir sus peculiaridades, determinar las causas que la han llevado a su situación actual y las medidas necesarias de conservación exigiría un capítulo propio.

Nos centraremos, por tanto, principalmente en la recuperación de la gran población noroccidental, en el papel que han desempeñado en este proceso la investigación, la evolución de la legislación y la aplicación de la caza, el control y el pago de indemnizaciones en las distintas comunidades autónomas. Veremos también las actitudes y percepciones opuestas que los distintos grupos sociales tienen del lobo y cómo la especie ha logrado recuperarse a pesar de la falta de acuerdo social.

Integración de investigación en la gestión

El lobo es una especie profusamente estudiada en las últimas décadas. El reciente libro de Mech y Boitani (2003) sobre la especie en el mundo cita un millar de trabajos sobre el lobo, y Blanco (2004), en su revisión sobre el lobo en España, menciona unas 50 publicaciones de autores españoles realizadas sobre lobos en libertad.

El lobo es también una especie muy popular entre el gran público y con frecuencia genera conflictos económicos y sociales que trascienden ruidosamente en los medios de comunicación. Por ello, la mayoría de los estudios realizados sobre el lobo están aplicados a su gestión, y muchos de ellos han tenido como objeto conocer la abun-

dancia y la evolución de las poblaciones y los aspectos relacionados con los daños a la ganadería. También es cierto que los lobos protagonizan numerosos mitos y leyendas –que a veces se publican con el formato de relatos técnicos– y que no pocos de los estudios realizados tienen un sesgo ideológico dirigido a encontrar argumentos que justifiquen su protección absoluta o la reducción de las poblaciones. Estas últimas cuestiones han contribuido con frecuencia a enturbiar el conocimiento científico de los lobos, creando un conflicto epistemológico descrito por Blanco y Cortés (2002).

El primer estudio "moderno" sobre el lobo en España fue un artículo publicado por Valverde (1971) que describe su situación, la evolución de las poblaciones durante el siglo XX y resume los aspectos conocidos sobre su alimentación y los problemas con la ganadería, además de otras cuestiones anecdóticas. En la década de los 70 se publican ya varios informes sobre la situación del lobo (Garzón 1974) y su alimentación en ciertas zonas (Castroviejo *et al.* 1975, Guitián *et al.* 1979), que ofrecen los primeros datos detallados sobre estos aspectos. A principios de los 80, Grande del Brío (1984) publica un libro sobre la biología y la mitología del lobo cuya primera parte describe en detalle los datos conocidos sobre la situación y la historia natural de la especie en España, y se convierte en una referencia en la época.

En 1986, la Comunidad Autónoma de Asturias promovió el primer sondeo destinado a estimar el número de manadas existente en la provincia, que se realizó mediante encuestas y entrevistas personales; además, se recogió información sistemática sobre daños al ganado, la problemática y algunos aspectos de la biología (García Gaona *et al.* 1990). Este estudio fue el precursor del sondeo nacional que, por iniciativa del Icona (organismo a la sazón dependiente del Ministerio de Agricultura, predecesor de la actual Dirección General para la Biodiversidad, del Ministerio de Medio Ambiente), se realizó en toda España en los años 1987 y 1988 (Blanco *et al.* 1990, 1992). En él se obtienen datos sobre el tamaño de la población en las distintas provincias, los daños a la ganadería y los problemas de conservación, y se definen dos situaciones de conservación diferentes, la de la gran población en expansión del noroeste de España y la de una serie de núcleos parcial o totalmente aislados y seriamente amenazados al sur del Duero. Este estudio proporciona las bases para la planificación e inspira la opción de la Directiva de Hábitats, que protege las poblaciones amenazadas del sur del Duero. Posteriormente, todas las comunidades autónomas adoptan y mejoran este modelo para el seguimiento periódico de sus poblaciones de lobos. En los últimos años, los métodos para individualizar manadas se basan cada vez más en la detección de indicios, el avistamiento de lobos y los transectos de aullidos simulados

(Llaneza *et al.* 1998, 2003a,b, Llaneza y Ordiz 2003, Llaneza y Blanco en prensa), lo que permite conocer muchos lugares concretos de reproducción, aunque estamos aún lejos de lograr datos precisos sobre el tamaño de las poblaciones.

A finales de los 80 se radiomarcaron en La Carballeda zamorana y La Cabrera leonesa seis lobos, que aportaron los primeros datos sobre uso del espacio, actividad y otra información ecológica (Vilà *et al.* 1990, 1995); este estudio, financiado por un centro de investigación (el CSIC) y una ONG (la Asociación de Amigos de Doñana), generó las dos primeras tesis doctorales realizadas en España sobre el lobo (Vilà 1993, Urios 1995). Posteriormente, los estudios de ecología y radiomarcaje han continuado en la llanura cerealista castellana donde, entre 1997 y 2004 se han marcado 14 lobos con el objeto de obtener datos sobre su ecología general (Blanco y Cortés 2000), el uso del espacio (Cortés y Blanco 2003), el efecto de las barreras sobre las poblaciones y los procesos involucrados en el aumento de las poblaciones (Blanco *et al.* en prensa). Estos estudios, junto con los esfuerzos para desarrollar una Estrategia Nacional sobre el lobo, constituyen la aportación del Ministerio de Medio Ambiente a la investigación y conservación de la especie en España.

Desde mediados de los 90, Carles Vilà viene desarrollando importantes estudios moleculares que han aportado datos sobre el origen del perro, las hibridaciones entre perros y lobos, la filogeografía del lobo y la recuperación de pequeñas poblaciones (Vilà *et al.* 1997, 1999, 2002; Vilà y Wayne 1999). Estas investigaciones se han desarrollado casi íntegramente en las universidades de California y Uppsala.

Hasta el momento sólo se han llevado a cabo en España dos investigaciones en el ámbito de las "dimensiones humanas", es decir, el relativo a las actitudes y percepciones. El primero fue realizado en 1997 en la Universidad de Cantabria, financiado por el gobierno regional. El estudio consiste fundamentalmente en la adaptación al ámbito español de las investigaciones desarrolladas por Stephen Kellert (1985a) en Minnesota, y fue publicado por Blanco y Cortés (2002). En 1998 y 1999, Kimberly Cowan y Alistair Bath realizaron en Zamora otro sondeo sociológico promovido por la Memorial University de Terranova y la Iniciativa Europea para los Grandes Carnívoros (LCIE), pero los resultados aún no han sido publicados.

A las iniciativas de biólogos o instituciones que llevan años estudiando los lobos hay que unir las de muchos naturalistas que, de modo particular o aprovechando subvenciones o contratos esporádicos, han realizado interesantes aportaciones a lo largo de los años. Por ejemplo, Bárcena (1976) efectuó en Lugo el primer censo parcial de camadas, estableciendo la metodología que más de una década después comenzaría a

usarse para estimar poblaciones de lobos. Asimismo, Barrientos (1997, 2000) ha realizado el seguimiento a largo plazo de la población que comenzó a asentarse a principios de los 80 en Valladolid.

En resumen, los autores de los estudios sobre el lobo en los últimos años han sido en gran medida biólogos y naturalistas que se han especializado en lobos y que han buscado financiación donde ha sido posible. Pero, dada la trascendencia social del lobo, las administraciones han aportado muchos de los fondos necesarios para tales estudios. Entre ellas destacan el actual Ministerio de Medio Ambiente (antes, el Ministerio de Agricultura) y la administración regional de Asturias, que desde finales de los años 80 vienen financiado líneas de investigación aplicada y seguimiento de los lobos. En la actualidad, la mayoría de las comunidades autónomas con lobos mantienen una línea de estudios de seguimiento y gestión de las poblaciones que, de forma más o menos continua, contratan con consultores especializados.

Los mecanismos responsables de la recuperación del lobo

Al echar la vista atrás y contemplar el exitoso proceso de recuperación del lobo en los últimos 30 años, podemos pensar que ha sido la consecuencia de un plan cuidadosamente concebido, con un esquema de investigación que ha sabido detectar los problemas clave de la especie y un programa de conservación cuidadosamente planificado y coordinado entre todos los agentes sociales.

La realidad ha sido bien diferente. Cuando el lobo comenzó a recuperarse, quizá a principios de los años 70, el concepto mismo de "programa de recuperación de fauna" era casi inexistente en España; es más, si se hubiera diseñado en la realidad un programa de conservación, las autoridades de la época probablemente no se habrían planteado la recuperación del lobo hasta el grado que ha alcanzado en la actualidad. Al principio, el aumento de las poblaciones pasó inadvertido durante años, ya que no se efectuaba nada parecido a un programa de seguimiento, y la expansión de las poblaciones se produjo ante la indiferencia o incluso la alarma de los organismos regionales de gestión de los montes. Hasta avanzada la década de los 80, cuando los primeros biólogos comenzaron a trabajar en los organismos de conservación de la administración central (el Icona) y de algunas comunidades autónomas, la preocupación por la conservación del lobo era patrimonio de unos pocos científicos nacionales y extranjeros y de un puñado de naturalistas. La situación empezó a cambiar en los años 80, cuando las administraciones de Asturias (1986) y Cantabria (1987) promovieron los primeros

estudios para conocer el estado de las poblaciones en sus respectivas provincias. Posteriormente, el Icona (1987 y 1988) promovió un estudio nacional sobre el lobo que estableció las bases para plantear los objetivos de conservación y gestión del lobo a escala regional, nacional e internacional. A partir de entonces se generalizaron los estudios, las reuniones de conservación en todos los ámbitos, y administraciones, científicos y ONG comenzaron a discutir sus planes y propuestas.

Para desglosar los factores clave que han influido en la recuperación del lobo, hay que tratar cuatro aspectos: 1) el aumento de los ungulados silvestres y los restantes cambios ecológicos favorables propiciados en las últimas décadas por el abandono rural; 2) la legislación sobre la especie, que saltó desde la lista de alimañas a los catálogos de especies cinegéticas o protegidas, dependiendo de la zona; 3) la forma en que las distintas comunidades autónomas han ejercido la caza y el control del lobo, concretando en la realidad normas legales muy ambiguas; 4) la indemnización de los daños al ganado, que constituye quizá la mejor técnica de sensibilización a los ganaderos. Para terminar, veremos cómo se han repartido las labores los distintos grupos sociales en el proceso de recuperación de estas últimas décadas.

Antes de introducir estos aspectos, conviene recordar que, en 2004, hay manadas reproductoras de lobos en 6 u 8 comunidades autónomas españolas: Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, Castilla y León, Andalucía y probablemente también en La Rioja y Castilla-La Mancha. Además, hay presencia esporádica de lobos en Cataluña, Aragón y quizá en Extremadura. En cualquier caso, más del 90% de la población se concentra en tres comunidades autónomas: Castilla y León (el 57% de las manadas conocidas), Galicia (26%) y Asturias (11%). Estas cifras nos ayudan evaluar la responsabilidad de las distintas comunidades en la conservación del lobo en España.

Los cambios ecológicos propiciados por el abandono rural

La recuperación del lobo en gran parte del mundo occidental en los 30 o 40 últimos años se ha debido en gran medida al proceso de urbanización que han experimentado muchos países, que se ha traducido en un aumento de importancia de las ciudades con respecto al campo. Esta urbanización ha promovido los cambios ecológicos y culturales responsables de la recuperación del lobo a gran escala. En esencia, los mecanismos ecológicos propiciados por la emigración rural han sido la recuperación de la vegetación natural y de los ungulados silvestres en el último medio siglo.

En España, en la década de los 60, el número de agricultores se redujo desde más de 4 millones a menos de 3 millones personas (Vidal 2001), y el sector agrario pasó

de emplear al 28,9% de la población española en 1970, a sólo el 8,9% en 1995 (Puyol 1997). El éxodo rural afectó a las provincias más agrícolas y la población se dirigió a las más industrializadas, es decir, Madrid y muchas ciudades costeras. En la década de los 60, la población se redujo en 34 provincias españolas, y algunas –como Segovia o Soria– perdieron más del 20% de sus habitantes (Quirós y Tomé 2001). En 1960, cerca de la mitad de los españoles vivía en municipios de menos de 20.000 habitantes; en la actualidad, dos de cada tres viven en ciudades (Nello 2001).

El abandono rural, la reducción de la ganadería extensiva (Valle 2001) y la aparición de combustibles baratos –como el gas Butano– que sustituyeron a la leña y el carbón facilitaron la regeneración de la vegetación natural, lo que a su vez propició la recuperación de los ungulados silvestres. Tellería y Sáez-Royuela (1984) han descrito el aumento de los herbívoros en la provincia de Burgos en la década de los 80, y hasta qué punto el incremento del jabalí ha sido un fenómeno generalizado, no sólo en España (Tellería y Sáez-Royuela 1985) sino en toda Europa (Sáez-Royuela y Tellería 1986). El aumento de las especies de ungulados silvestres en la segunda mitad del siglo XX está bien documentado, tanto en España (Blanco 1998) como en el resto de Europa o en Norteamérica. Por ejemplo, en Noruega, entre 1952 y 2003, el número de ciervos (*Cervus elaphus*) cazados aumentó desde menos de 1.000 hasta más de 25.000, y el número de alces (*Alces alces*), desde menos de 5.000 hasta casi 40.000 (Statistics Norway 2005). En los Estados Unidos, el espectacular aumento del ciervo de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) se considera uno de los problemas de gestión más complicados del país (Warren 1997).

En muchas regiones de Europa, este aumento de presas naturales ha facilitado el incremento de los lobos (Meriggi y Lovari 1996), aunque en este proceso han influido también otros factores muy importantes. Por ejemplo, los lobos han recolonizado la llanura cerealista castellana poco después que los jabalíes (*Sus scrofa*), lo que puede hacernos pensar que éstos facilitaron la aparición de aquéllos. Sin embargo, los estudios de alimentación han mostrado que el jabalí sólo supone el 5% de la dieta del lobo en estas zonas, que en su mayor parte está formada por carroña de ganado doméstico (Blanco y Cortés 1999, Cortés 2001). En la misma línea, Tellería y Sáez Royuela (1989) demostraron que la biomasa aportada por los cadáveres de ganado abandonados en el campo es más que suficiente para alimentar a toda la población de lobos en su área de estudio burgalesa. Sin embargo, la carroña de ganado no es un recurso nuevo para los lobos en España, y por tanto no puede explicar la reciente prosperidad de sus poblaciones en muchos lugares, como a veces se ha argumentado. De acuerdo

con Valle (2001), existe más ganado en la actualidad que en ningún otro momento de la historia de España, aunque las máximas cantidades de ovino y caprino (más de 24 y más de 6 millones de cabezas, respectivamente) se censaron hacia 1940. Además, la mayor parte del ganado actual se encuentra estabulado, mientras que el ganado extensivo ha ido disminuyendo sin cesar durante todo el siglo XX. Por tanto, no hay motivos para pensar que exista en nuestros días más carroña de ganado disponible que en la mayor parte del siglo XX. Lo que caracteriza al momento actual no es que estemos aportando más alimento de origen humano a los lobos, sino que se lo dejamos comer con más tranquilidad. Porque una consecuencia fundamental de la urbanización de la sociedad es el aumento de la tolerancia hacia el lobo, al que empezamos a permitirle vivir y reproducirse a las mismas puertas de nuestras casas. Describiremos dicho cambio de actitud en el apartado sobre relaciones con la sociedad.

El cambio de legislación

Uno de los aspectos clave de la conservación del lobo es su consideración legal. Dada la alta tasa de reproducción de los lobos, la mayoría de las poblaciones que estén protegidas de hecho (no sólo sobre el papel) y que no hayan caído por debajo de un umbral mínimo van a mantenerse e incluso aumentarán si existen unas condiciones mínimas de hábitat y alimento.

En 2004, el lobo está protegido al sur del Duero por la Directiva de Hábitats (normativa europea), por el Real Decreto 1997/1995 que la traspone (normativa estatal), y por la normativa de las comunidades autónomas de Castilla-La Mancha y Andalucía. Sólo en Castilla y León los lobos al sur del Duero son objeto de un control moderado por parte de la administración en caso de importantes daños a la ganadería. Al norte del Duero todas las comunidades autónomas gestionan al lobo como especie cinegética, excepto Asturias. Aquí, de acuerdo con el Plan de Gestión aprobado en el año 2002, el lobo no es especie cinegética pero las poblaciones pueden ser controladas por funcionarios de la administración en ciertas circunstancias.

Pero las cosas no siempre han sido así. Hasta llegar a la situación actual, ha habido una evolución cuyo primer paso se produjo en 1971. Hasta dicho año, el lobo en España estaba considerado como alimaña, y era perseguido con ánimo de exterminio por todos los medios y en todas las épocas del año. En gran parte gracias a la influencia del popular divulgador de temas naturales Félix Rodríguez de la Fuente, el lobo fue considerado a partir de entonces como especie cinegética, lo que, al menos en teoría, le confería una protección parcial. La situación de hecho varió muy poco al menos duran-

te toda la década de los 70 y principios de los 80, cuando los lobos eran aún controlados por guardas de la Administración incluso con veneno, y la caza legal e ilegal apenas tenían restricciones. El veneno fue prohibido definitivamente en España en 1983. A pesar de que la persecución ilegal era tolerada por las autoridades como algo normal, la desaparición de la estricnina del mercado debió de suponer un gran alivio para los lobos en los 80, hasta que –ya bien entrada la década de los 90– se generalizó en el medio rural el uso ilegal de otros tipos de venenos.

A mediados de los 80 el gobierno español ratifica el Convenio de Berna manteniendo al lobo en el anexo III, lo que, aunque no le confería una protección total, supuso un paso adelante, pues hizo conscientes a muchos funcionarios de la necesidad de conservarlo. En 1985 la comunidad autónoma andaluza prohíbe la caza del lobo, que ya estaba al borde de la extinción en Sierra Morena. Por las mismas fechas, los lobos en Asturias son objeto de un plan de gestión que –aunque no sería aprobado oficialmente hasta el año 2002– incluye la prohibición de la caza deportiva, la indemnización de los daños al ganado y un somero control por parte de la administración basado en estudios científicos. En la década de los 90 se aprueba la Directiva de Hábitats, que protege las poblaciones situadas al sur del Duero, mientras que los grupos ecologistas comienzan a presionar a las administraciones para que reduzcan o eliminen los cupos de caza y el control. Desde el año 2000, siguiendo las recomendaciones de la UICN, de la Iniciativa Europea de los Grandes Carnívoros (LCIE) y del recientemente constituido Grupo de Trabajo del Lobo de la Comisión Nacional de Conservación de la Naturaleza, las principales comunidades autónomas con lobos empiezan a preparar Planes de Gestión de ámbito regional, aunque hasta el momento sólo Asturias ha aprobado el suyo.

En los últimos 34 años se ha recorrido un largo camino desde que la especie era una alimaña perseguida por la propia administración con veneno, hasta la época actual, en que la caza legal y el control están más o menos regulados, aunque la caza ilegal sigue siendo un hecho generalizado. El elemento constante de este proceso ha sido la paulatina reducción de la mortalidad causada por el hombre, respaldada por una sociedad cada vez más conservacionista. Sin embargo, no debemos olvidar que el lobo empezó a aumentar ya en la década de 1970, cuando –a pesar de ser una especie cinegética– era aún objeto de una persecución muy severa, pues la legislación apenas se cumplía. A la hora de evaluar las causas de la recuperación del lobo en España, quizá debemos poner en primer lugar su elevada tasa de reproducción y su enorme capacidad de adaptación, que le permiten mantener las poblaciones e incluso aumentar cuando se alivia la persecución.

La práctica de la caza y el control del lobo

En esencia, existen dos visiones distintas sobre la conservación y gestión del lobo. La primera es la de los proteccionistas, que rechazan la caza y el control. En España, esta forma de gestión sólo se realiza en Andalucía –donde sobrevive una población pequeña, aislada y en peligro de extinción–, pero es el sistema usado en Italia y Portugal, que cuentan con poblaciones de varios centenares de lobos. La segunda opción es más pragmática, y considera que la caza y el control ayudan a relajar las tensiones y fomentan en el mundo rural una imagen más positiva (o al menos, no tan negativa) del lobo. Sus partidarios sostienen que este sistema reduce la caza ilegal y el uso del veneno y ayuda a aceptar la presencia del lobo en las zonas donde hace menos daños. Dentro de este grupo conviven también posturas muy diversas, representadas por los que abogan por una aplicación benigna de la caza y el control, y por los partidarios de su administración rigurosa.

La comunidad autónoma de Asturias es con diferencia la que efectúa una gestión más favorable para los lobos pues la caza deportiva está prohibida, y el control –realizado por la administración– es bastante suave. Además, se pagan directamente los daños al ganado en toda la comunidad autónoma. Las restantes comunidades con población reproductora estable de lobos –Galicia, Cantabria, Castilla y León y País Vasco– aplican la caza y el control con criterios mucho más severos. Algunas comunidades autónomas consideran el aprovechamiento cinegético del lobo como el principio y el fin de su gestión, lo que choca con otras sensibilidades que –sin rechazar la caza o el control– consideran que su manejo debe incluir criterios mucho más amplios.

Muchos gestores sostienen que la aplicación del manejo cinegético tradicional ha constituido la causa de la exitosa recuperación del lobo en muchas regiones de España, y aseguran que si éstos hubieran sido protegidos, sus poblaciones –devastadas por el veneno y la caza ilegal– habrían sufrido una evolución mucho más negativa. Los proteccionistas, por el contrario, rechazan estos argumentos. Lo cierto es que podemos encontrar ejemplos para contentar a ambos sectores. En regiones como Asturias o en países como Italia, fuertemente proteccionistas, los lobos han aumentado de forma muy notable en las últimas décadas. Y el mismo incremento han mostrado las poblaciones de Castilla y León, comunidad autónoma de indudable vocación cinegética.

Lo cierto es que reducir el debate sobre la conservación y recuperación del lobo a la habitual polémica entre quienes defienden su caza y los que se oponen a ella es simplista y esconde con frecuencia posiciones muy emocionales. Existen quizá factores mucho más importantes, complejos y difíciles de evaluar, como la potencialidad del

hábitat o la persecución ilegal del lobo. Esta última –generalizada en toda su área de distribución, tanto en España como en el resto del mundo– está relacionada a su vez con la aceptación de la especie por la comunidades rurales y los daños al ganado, tema que abordaremos a continuación.

La indemnización de los daños al ganado

Un elemento que parece fundamental en la política de conservación del lobo es la indemnización de los daños al ganado causados por los lobos. La conveniencia de indemnizar los daños se sustenta en dos tipos de argumentos. El primero, de categoría ética, considera que es injusto que los ganaderos soporten en exclusiva el peso económico de la conservación del lobo. El segundo, de corte pragmático, sostiene que el pago de daños evita que los ganaderos se tomen la justicia por su mano y maten a los lobos ilegalmente. Los más críticos con las indemnizaciones alegan que esta práctica fomenta la picaresca, no evita la indignación de los ganaderos en caso de daños y les quita incentivos para proteger el ganado. Nunca se ha realizado un estudio que permita conocer si el pago de daños aumenta la tolerancia de los ganaderos hacia el lobo y es en definitiva beneficioso para la especie –es difícil diseñar en el campo un experimento natural que permita hacer tal estudio–, pero datos anecdóticos sugieren que el pago de daños probablemente sí calma los ánimos, al menos en la primera fase del pago.

Como en otros aspectos relativos a la gestión del lobo, las diferencias entre comunidades autónomas han sido muy importantes. En 2004, todas las comunidades autónomas con manadas reproductoras de lobos tienen algún sistema de indemnización o ayuda a los ganaderos, pero en la mayoría de los casos, tales sistemas se han instaurado después del año 2000, por lo que no pueden haber tenido gran influencia en la recuperación del lobo en las tres últimas décadas. De las tres comunidades autónomas con poblaciones grandes de lobos –Castilla y León, Galicia y Asturias–, sólo la última ha tenido en las dos últimas décadas un sistema de compensaciones generalizado. En Asturias, la administración indemniza todas las pérdidas en todo su territorio, a pesar de que –al predominar las zonas de montaña con ganado extensivo– el importe económico de los daños es mayor allí que en otras zonas de España. Finalmente, el ejemplo asturiano se ha extendido a las comunidades autónomas vecinas, que, presionadas por los sindicatos agrarios, han decido poner a punto algún sistema de indemnizaciones. Aunque el pago de indemnizaciones es ya una costumbre generalizada en las regiones con lobos, es difícil saber hasta qué punto ha contribuido a la conservación y recuperación de las poblaciones.

El fracaso en la conservación de las pequeñas poblaciones

Cuando se realizó el estudio sobre la situación del lobo en 1988 se vio que había varias poblaciones en el oeste y el sur de España que eran muy pequeñas y estaban aparentemente aisladas de las demás, fundamentalmente en la sierra de San Pedro (Extremadura) y en Sierra Morena (entre Andalucía y Castilla-La Mancha) (Blanco *et al.* 1990). La primera ya se ha extinguido y en la actualidad sólo quedan unas pocas manadas en Sierra Morena. Junto al éxito en la recuperación del lobo en el norte de España debemos mostrar el fracaso de la extinción a finales del siglo XX del núcleo extremeño y la lucha por recuperar la pequeña población de Sierra Morena.

Hay dos características que diferencian a estas poblaciones desaparecidas o al borde de la extinción de la que se ha recuperado en el norte de España. En primer lugar, cuando fueron detectadas a finales de los 80 contaban con unas pocas manadas, mientras que la gran población del noroeste era continua y constaba –incluso en su momento más bajo, a principios de los 70– de cientos de ejemplares, es decir, al menos, varias decenas de manadas. La segunda diferencia es que los lobos de la mitad sur de España se encuentran en grandes fincas privadas, generalmente valladas y con acceso restringido, dedicadas a la explotación cinegética de la caza mayor. Aunque las condiciones ecológicas de estas fincas son óptimas para el lobo –casi despobladas, con la vegetación natural bien conservada y repletas de ciervos y otros ungulados silvestres–, el hecho de estar destinadas comercialmente a rentabilizar la caza mayor convierte al lobo en un predador muy impopular entre guardas y propietarios. Ya que las fincas están valladas y los ungulados son alimentados y manejados artificialmente, a veces se han comparado estas propiedades con enormes corrales de ganado cinegético. El término "reses" con que se denomina a los ciervos en Sierra Morena estrecha aún más esta similitud. En cierto sentido, los problemas de estos lobos del sur de España son parecidos a los que plantean muchas poblaciones de la Europa del Este. Éstas causan en ocasiones escasos daños al ganado pero originan problemas con las especies cinegéticas, que son también alimentadas de forma artificial en invierno, ya que los hábitats invernales de las zonas bajas han sido en gran medida ocupados por el hombre.

El limitado acceso a estas fincas por parte del público, los investigadores e incluso los agentes medioambientales determina que el incumplimiento de las leyes que protegen a estos lobos pueda pasar inadvertido. En ocasiones se ha atribuido a este hecho la reducción o extinción de estas poblaciones, pero habría que preguntarse si en los espacios públicos del norte de España los agentes de la autoridad tienen capacidad real

para impedir que los lobos sean cazados ilegalmente o envenenados. De igual modo, la percepción de los ganaderos de la mitad norte de España tampoco parece ser mucho más favorable hacia los lobos que la de los propietarios del sur. No obstante, los lobos de aquella población se han recuperado a pesar de la hostilidad de un gran sector del público rural.

La verdad es que apenas sabemos nada de estos ejemplares del sur de España. Hasta finales de los 90, la única información sobre los lobos de Sierra Morena era que aún sobrevivían, y ni siquiera en esto existía un acuerdo. En la actualidad tenemos más datos gracias a los estudios de Rafael Carrasco (2002) –que trabaja en el marco de un proyecto de conservación ejecutado por la Junta de Andalucía–, pero no sabemos nada de las tasas y causas de mortalidad y de otros aspectos de la ecología, dinámica de poblaciones o enfermedades que puedan ser útiles para su conservación. Este desconocimiento nos impide en gran medida contrastar las causas del éxito de las poblaciones del norte con el fracaso de las del sur.

Lo único que sabemos con certeza es que el pequeño tamaño que tenían estas poblaciones del sur de España cuando comenzó la era de la conservación ha impedido o dificultado su recuperación. Aun así, existen cada vez más ejemplos en el mundo de pequeñas poblaciones de lobos, total o parcialmente aisladas, que han sobrevivido o incluso se han expandido a pesar de haber sido fundadas por una pareja o un trío, como ha ocurrido en Isle Royale –Michigan (Peterson *et al.* 1998)– o en Escandinavia (Wabakken *et al.* 2001, Vilà *et al.* 2002), lo que nos hace afrontar el futuro de la población de Sierra Morena con un moderado optimismo.

Los agentes que han participado en el proceso de recuperación en el norte de España

Coordinación entre administraciones

Como otros grandes carnívoros, los lobos viven en bajas densidades y tienen extensas áreas de campeo –de entre 100 y 500 km^2 en la llanura cerealista castellana (Cortés 2001)– y en muchas ocasiones las manadas viven a caballo entre varias comunidades autónomas o incluso entre Portugal y España. La conservación y gestión de estas especies debería realizarse a escala poblacional y exige la coordinación entre las comunidades autónomas e incluso entre países vecinos. Estos argumentos han sido esgrimidos por gestores españoles de distintas administraciones para justificar la necesidad de una Estrategia Nacional para el Lobo. Aunque las leyes nacionales dan una cierta unifor-

midad a la gestión del lobo, en comunidades autónomas vecinas hay distintas regulaciones sobre la caza, el control y el pago –o la ausencia de pago– de daños. Ello no ha impedido la recuperación de las poblaciones de lobos, pero ha dado ante la sociedad una imagen negativa.

La primera reunión de coordinación entre las comunidades autónomas se realizó en 1989, cuando el Icona terminó el primer inventario nacional sobre la especie (publicado en Blanco *et al.* 1990), pero no fue posible acordar ningún tipo de acción conjunta. Diez años después, se instaura el Grupo de Trabajo del Lobo de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, con la participación de las comunidades autónomas y el Ministerio de Medio Ambiente, donde se acuerda redactar una Estrategia Nacional sobre la especie. En los cinco últimos años, las dificultades para llegar a un consenso han sido muy grandes. Además del habitual pulso entre administraciones por motivo de competencias, en la redacción de la Estrategia del Lobo se ha producido una pugna entre las administraciones con sesgo cinegético más marcado y las que mantienen posturas cinegéticas más moderadas o son contrarias a la caza. Finalmente, las primeras comunidades autónomas –que son las que cuentan con mayores poblaciones lobunas– han inclinado la balanza hacia sus posiciones, y en junio de 2004 se acordó un borrador técnico, que finalmente fue aprobado por la Conferencia Sectorial –que incluye a la ministra de Medio Ambiente y los consejeros de las Comunidades Autónomas– en enero de 2005. En adelante, todas las competencias seguirán estando en manos de las comunidades autónomas, pero al menos habrá reuniones periódicas que facilitarán la coordinación entre las comunidades que deseen hacerlo.

No ha existido participación de agentes sociales (ecologistas, cazadores o ganaderos) en la redacción de la Estrategia. Aparte de las administraciones, sólo algunos especialistas han asistido a las reuniones para su redacción. Considerando las dificultades que ha habido para poner de acuerdo a las diferentes administraciones, quizá hubiera sido imposible conciliar los intereses de grupos con objetivos y percepciones tan opuestos como los ganaderos y los ecologistas.

Influencia de los distintos grupos sociales

Todas las comunidades autónomas están de acuerdo en que la gestión del lobo es un tema muy delicado, pues los daños al ganado y la caza y el control de los lobos desatan fortísimas emociones en distintos sectores sociales, como veremos más delante. Muchos grupos de interés –sobre todo, ecologistas y ganaderos, pero también científicos y cazadores– han aprendido a manipular tales pasiones en beneficio propio, ali-

mentando conflictos que tienen extraordinaria repercusión mediática y dificultan aún más la gestión del lobo (véase Blanco y Cortes 2002, p. 102-105). Para evitarlo, los gestores tienden a ser muy discretos en asuntos relacionados con esta especie y procuran evitar la intervención de personas ajenas a la Administración. La evaluación y el pago de daños y el control de los lobos han sido actividades tradicionalmente destinadas en exclusiva a funcionarios, aunque recientemente empiezan a colaborar algunas consultoras en la evaluación de daños en zonas donde no existen guardas especializados, como ocurre en El País Vasco o en algunas zonas de Castilla y León. Por lo demás, la labor de las ONG se ha restringido a sensibilizar a la opinión pública, en general con fondos propios y a veces con algunas ayudas de la administración, pero sin desempeñar un papel relevante en otros aspectos de la gestión del lobo.

Relaciones con la sociedad

La crónica de la persecución del lobo en los últimos siglos evidencia la animadversión de las sociedades rurales ante una especie que constituye un azote para el ganado (Boitani 1995). Y la historia de la recuperación del lobo en las últimas décadas refleja la evolución reciente de la forma de vida y del pensamiento en las sociedades occidentales. La ecología humana ha cambiado en gran parte del mundo en los últimos 50 años, y con ella, su percepción de la naturaleza y del lobo mismo. Como acabamos de exponer, las sociedades occidentales han pasado a ser cada vez más urbanas y la importancia del campo como lugar de producción de alimentos se ha ido reduciendo mientras aumentaba la del medio rural como terreno de ocio y recreo para los habitantes de las ciudades. En consecuencia, el mito del pobre ganadero acosado por el lobo feroz ha dejado paso al del lobo acorralado, víctima de la brutalidad humana (Mech 1995, Blanco y Cortés 2002). La interacción entre la conservación del lobo y las actitudes y percepciones de las sociedades humanas es tan estrecha, que el lobo se ha considerado como un indicador social, que saca a relucir tensiones de la sociedad actual que son comunes a otros temas de conservación. El alcance social del conflicto del lobo se hace obvio cuando reconocemos que los problemas entre hombres y lobos son en definitiva problemas entre hombres y hombres.

Actitudes, percepciones y conocimiento

En las décadas de los 80 y los 90, se realizaron en Norteamérica numerosos estudios sobre las actitudes y las percepciones de distintos sectores sociales hacia el lobo, y

desde finales de los 90 se están realizando en distintos países de Europa varios sondeos sociales promovidos por la Iniciativa Europea de los Grandes Carnívoros (LCIE) (http://www.lcie.org/). La mayoría de ellos, han puesto de manifiesto que la antipatía hacia el predador es un sentimiento característico de los ganaderos, las personas mayores, los habitantes rurales y los grupos de más bajo nivel educativo. Por el contrario, las actitudes más positivas aparecían entre los jóvenes, los universitarios, los residentes urbanos y los miembros de asociaciones conservacionistas (Kellert 1985b, 1986, 1991, 1994). En los años 70, un intento de reintroducción del lobo en Michigan –en una región donde el lobo estuvo ausente durante décadas– fracasó sobre todo por la mortalidad causada por el hombre. Un sondeo posterior descubrió un sentimiento muy contrario a los predadores entre la población rural y una fuerte hostilidad hacia los programas del gobierno dictados por autoridades consideradas lejanas (Kellert 1991).

Estos estudios indican también que, al contrario de la creencia generalmente aceptada, la actitud positiva hacia una especie no está relacionada con su grado de conocimiento, que es muy similar en los sectores favorables y en los contrarios al lobo. De hecho, la gente suele utilizar sus nuevos conocimientos para racionalizar y reforzar sus actitudes previas –sean positivas o negativas– más que para modificarlas (Kellert 1994).

En España, Blanco y Cortés (2002) llevaron a cabo un estudio de actitudes sobre el lobo en Cantabria, donde en 1997 realizaron 247 entrevistas personales en tres zonas con un nivel diferente de daños del lobo al ganado. Los resultados coincidieron en lo esencial con los obtenidos en otras partes del mundo. El sector favorable a los lobos está constituido por habitantes urbanos, que viven en zonas sin lobos y no son ganaderos. Además están en este grupo los que tienen mayor nivel educativo y los más jóvenes; las mujeres se mostraron más favorables a los lobos que los hombres. Por el contrario, el sector más hostil está formado por habitantes rurales, que viven en zonas con lobos. Igualmente, los ganaderos son muy hostiles a la especie, sobre todo los que viven en áreas con elevados daños, los que trabajan con ganado extensivo y los ganaderos a tiempo completo. Los cazadores se repartieron entre los que estaban ligeramente en contra y ligeramente a favor de los lobos, aunque predominaron los primeros. El grupo social favorable a los lobos mostró su aprecio por sus valores simbólico, ético, científico, estético y recreativo, rechazando el cinegético y el utilitario. Sin embargo, los dos últimos aspectos –la caza del lobo y su potencial para generar dinero– fueron los aspectos más valorados por el sector hostil a los lobos, que, por el con-

trario, mostró poco aprecio hacia los valores más estimados por el grupo favorable. Estos resultados reflejan la percepción opuesta del lobo de dos grupos sociales diferentes: la visión romántica e idealizada de la población urbana, que usa el campo para el ocio y el recreo, y la perspectiva pragmática y utilitaria de los habitantes rurales, que dependen de los recursos naturales para vivir. Éste es el denominado conflicto ontológico, o conflicto de valores, que está siempre presente en la gestión de la naturaleza.

Grupos de interés afectados

Los resultados de todos estos sondeos son poco sorprendentes si consideramos cuáles son los sectores sociales afectados por el lobo. A la cabeza de todos ellos se encuentran sin duda los ganaderos. El lobo ha sido perseguido durante siglos para evitar los daños al ganado, y la conservación y recuperación de los lobos afecta a los ganaderos más que a cualquier otro grupo social. En España, los daños al ganado son proporcionalmente superiores en las zonas de ganado extensivo -en general, las zonas de montaña y las dehesas del centro y suroeste- y también en las áreas recién recolonizadas por los lobos, donde los ganaderos aún no se han adaptado a su presencia (Blanco 2004). Por ejemplo, en la montaña cantábrica, los daños por lobo y año son unas 10 veces mayores que en la llanura cerealista castellana (Blanco *et al.* 1990, Llaneza *et al.* 2000). En una de estas zonas de montaña con ganado extensivo –el municipio de Polaciones (Cantabria)–, entre el 28 y el 50% de los ganaderos sufre daños cada año y las pérdidas medias anuales por ganadero afectado ascendieron en 1996 a 93.380 pesetas (561,23 euros) (Blanco y Cortés 1997). Por el contrario, en zonas donde el ganado está protegido por pastores durante el día, las pérdidas son mucho menores. Así, en Valderredible (Cantabria), sólo el 8% de los ganaderos sufrieron daños de lobo cada año (Blanco y Cortés 1997), y en la llanura cerealista de Valladolid y Zamora, sólo el 5% de los ganaderos que mantienen el ganado dentro del territorio de lobos radiomarcados sufrieron daños cada año (Cortés 2001). Dependiendo sobre todo de los sistemas de manejo del ganado, la presencia del lobo puede convertirse en un verdadero azote en ciertas zonas o puede ser muy asumible en otras si se aplican ciertos sistemas de pastoreo. En consecuencia, aunque todos los ganaderos son hostiles hacia el lobo –incluyendo a los que viven en zonas sin lobos– el grado de la hostilidad está en relación con la magnitud de los daños al ganado (Blanco y Cortés 2002). Sin embargo, el número de ganaderos en el mundo occidental no ha dejado de disminuir en las últimas décadas, lo que ha reducido el porcentaje de población hostil a los lobos. Esta reducción de la importancia del sector rural sobre el urbano –más que el cambio de

actitud dentro del propio sector rural– explica en buena medida el actual respaldo social a la conservación del lobo.

Otro grupo social que, al menos en potencia, puede verse afectado por los lobos es el de los cazadores. Por una parte, los lobos pueden causar un impacto real o percibido sobre los ungulados cinegéticos, lo que resulta negativo para los cazadores. Por otro lado, los lobos pueden constituir una especie cinegética muy valorada por ellos. En Cantabria, los cazadores entrevistados por Blanco y Cortés (2002) se mostraron divididos en su actitud hacia el lobo. Entre los cazadores no ganaderos, el 51,1% era hostil hacia el lobo en tanto que el 41,9% se mostraba favorable. En general, estos porcentajes representan a quienes consideran a los lobos perjudiciales para las especies cinegéticas y los que creen que tienen escaso impacto sobre ellas.

Los sectores favorables a los lobos predominan en los medios urbanos, donde se perciben los aspectos más románticos del campo, un espacio que los habitantes de las ciudades usan para el recreo y el turismo. Entre los amantes del lobo hay grupos con opiniones muy diferentes. Están quienes le confieren un extraordinario valor simbólico y quieren proteger a cada individuo, como ocurre con las vacas sagradas de India; quienes, conscientes de los conflictos con el ganado, aceptan el control del lobo pero no su caza deportiva; quienes admiten la caza deportiva como un método más de control del lobo, pero no como la base de su gestión; y, por último, quienes proponen el aprovechamiento cinegético como el principio y el fin de la gestión de lobo. Mientras que los sectores más inflexibles son útiles en la escena política para servir de contrapeso a las constantes presiones antilobo que proceden del mundo rural, los sectores más moderados están mejor situados para alcanzar acuerdos con otros colectivos para diseñar políticas realistas de gestión. En cualquier caso, el 81,8% de los habitantes urbanos de Cantabria entrevistados por Blanco y Cortés (2002) eligieron la opción más positiva del espectro ("*aunque los lobos coman ganado, creo que es posible encontrar soluciones para que lobos y ganaderos puedan convivir en la misma zona*"), denotando una clara voluntad de conservar a la especie.

Campañas de educación y sensibilización

A la hora de diseñar campañas de sensibilización sobre el lobo, hay que considerar la existencia de dos grupos sociales con una percepción opuesta de la especie, que, a grandes rasgos, coinciden con los habitantes urbanos y el sector rural que convive con el lobo. Por tanto, resulta fundamental determinar a quién van dirigidos estos programas. En caso contrario, las iniciativas orientadas a un sector puedan ofender al grupo

opuesto, polarizando las actitudes con respecto al lobo y originando en definitiva el efecto opuesto al que se pretendía conseguir. En este sentido, son ilustrativas las campañas a favor del lobo desarrolladas por ecologistas zamoranos a finales de los 90, que acabaron generando una conflictividad hasta entonces desconocida en la zona. La exhibición en los alrededores de Benavente (Zamora) de lobos decapitados, colgados de los puentes de la autovía presumiblemente por habitantes rurales indignados con estas campañas, constituyó la prueba más evidente de su fracaso para resolver "el problema del lobo" y de su potencial para generar una auténtica guerra social. Tales confrontaciones hicieron realidad los augurios del presidente del Grupo de Especialistas del Lobo de la UICN al advertir que el fanatismo prolobo genera fanatismo antilobo (Mech 1995).

Se han realizado infinitas campañas dirigidas al sector urbano, entre otras razones porque es fácil sensibilizar a quienes ya están a favor de la especie. El conferenciante que lleve a cabo una encendida defensa del lobo en una charla destinada a ecologistas urbanos tiene el éxito asegurado. Pero tales actividades tienen un escaso efecto para sensibilizar a los sectores hostiles a la especie. En cualquier caso, es fundamental que exista un amplio sector urbano favorable al lobo y dispuesto a influir en los políticos para que se decanten del lado de su conservación y para que asuman el coste del pago de indemnizaciones, la investigación, etc. En este sentido es imposible olvidar el efecto en la recuperación del lobo de los programas que Félix Rodríguez de la Fuente llevó a cabo en los años 60 y 70 en nuestra recién estrenada televisión (Rodríguez de la Fuente 1975). Estas campañas pioneras lograron sacar al lobo de la lista de alimañas, invirtieron la actitud de la sociedad española hacia el lobo e incitaron a muchos niños y jóvenes de la época a militar en favor de la especie, incluyendo al autor de estas líneas.

Mucho más difícil es convencer a los ganaderos de la bondad del lobo. En los sondeos sociales previos a la reintroducción del lobo en el Parque Nacional de Yellowstone, la actitud desfavorable de los ganaderos apenas cambió después de ofrecerles indemnizaciones, la eliminación de los animales problemáticos o la reclusión de los lobos a las zonas despobladas (Bath 1992). La única opción que estaban dispuestos a aceptar es que no hubiera lobos. Ayudar a los ganaderos a encontrar métodos para prevenir los daños –fomentando el uso de mastines, subvencionando las vallas convencionales o eléctricas, etc– e indemnizarlos convenientemente parece la única forma de "sensibilizar" a este grupo social y de conseguir, si no que se pongan a favor del lobo, al menos que lo toleren en la medida de lo posible.

¿Qué hemos aprendido?

Los factores que han influido a favor y en contra en el proceso de recuperación del lobo en España son tan complejos y están tan relacionados entre sí, que resulta difícil obtener conclusiones obvias. En cualquier caso, podemos exponer las siguientes generalizaciones.

1) La primera conclusión sobre la recuperación del lobo es de naturaleza biológica. Durante el siglo XX, todas las poblaciones de lobos españolas estuvieron en regresión hasta la década de los 70, cuando la tendencia cambió. La única población relativamente grande y continua sobrevivió y empezó a aumentar, mientras que todas las poblaciones pequeñas y aisladas se extinguieron, excepto la de Sierra Morena. De hecho, toda la población actual de lobos del cuadrante noroccidental español procede de aquel núcleo continuo que se refugiaba en los 70 en las montañas cantábricas y en Galicia, que conservaba el potencial demográfico y genético para recuperarse, incluso estando sometido a una elevada mortalidad causada por el hombre. La pequeña población de Sierra Morena no ha logrado alejarse del borde de la extinción en las dos últimas décadas de protección. Estos resultados coinciden con los principios básicos de la Biología de la Conservación (Frankel y Soulé 1981).

2) La recuperación del lobo desde los años 70 hasta la actualidad no ha sido planificada, sino que en gran medida ha ocurrido de forma espontánea, en algunos lugares con el beneplácito y el apoyo de las administraciones públicas, en otros ante su indiferencia y en ciertas zonas, muy a su pesar. Desde los años 70 hasta la actualidad, muchas administraciones no han pretendido que los lobos aumentaran, sino sólo que se conservaran en las zonas donde estaban. Es más, en algunas áreas donde el lobo se ha recuperado de forma más espectacular –como la llanura cerealista castellana, que representa quizá la cuarta parte del área de distribución de la población septentrional y tiene muy pocos ungulados silvestres– ningún especialista hubiera esperado su recuperación, y pocos la hubieran apoyado hace tres décadas.

3) Igual que en España, los lobos se han recuperado en la mayor parte de Europa y en Norteamérica. La causa última de la recuperación ha sido el proceso de urbanización y el aumento del nivel de vida de la sociedades occidentales, que han generado unos cambios ecológicos y psicológicos favorables para la especie. Entre los primeros están la reducción de la población humana en muchas zonas rurales, la regeneración de la vegetación natural y la recuperación de las poblaciones de ungulados silvestres. El cambio psicológico y social más importante ha sido la idealización del medio rural

y la mejora de la actitud hacia el lobo, que, para el público urbano, ha pasado de villano a héroe. Este proceso imprevisible ha sido providencial para la recuperación del lobo en el mundo (Mech 1995).

4) La concienciación del público urbano en las fases tempranas del proceso de urbanización, cuando aún sobrevivía en España una población relativamente importante de lobos, ha sido fundamental para su posterior recuperación. La sensibilización de Félix Rodríguez de la Fuente en los años 60 y 70 –cuando la televisión, recién aparecida en España, tenía una influencia enorme sobre el público– quizá favoreció de forma muy notable la recuperación del lobo en nuestro país.

5) El lobo se ha recuperado en varias regiones de España, y en muchos países del mundo, con modelos de gestión muy diferentes. La recuperación se ha producido en países como Italia, donde el lobo no es objeto de caza ni de control y hay una generosa política de indemnización por daños. Los lobos han aumentado también en Asturias, sin caza pero con un ligero control y con amplia cobertura de indemnizaciones. Asimismo, se han recuperado de forma muy notable en Castilla y León, siendo especie cinegética y –al menos durante las décadas de los 70 y los 80– con una política de control relativamente severa y con escasa cobertura de indemnización de daños. La conclusión es que no parece haber una única fórmula "correcta" de gestión del lobo.

6) La capacidad de adaptación y las características de la dinámica de población de los lobos han sido fundamentales para su recuperación. Como prueba de ello, las mismas comunidades autónomas –con las mismas políticas, los mismos gestores y los mismos investigadores– que han logrado conservar y recuperar las poblaciones de lobos han fracasado parcial o totalmente con el oso o el lince ibérico. Este resultado coincide con los resultados de recientes trabajos, según los cuales los rasgos biológicos explican el 80% de la variación en el riesgo de extinción de los carnívoros que viven en zonas con elevada densidad de población (Cardillo *et al.* 2004). En el proceso de recuperación del lobo, el que más ha puesto de su parte ha sido el propio lobo.

7) La gestión ha mejorado en los últimos años en todas las comunidades autónomas, pero ha habido dos administraciones que han llevado la iniciativa en las últimas décadas. En primer lugar, la comunidad autónoma de Asturias, que ha sido pionera en promover estudios de seguimiento, el pago de daños y en aprobar un plan de gestión del lobo, instrumentos que más tarde han puesto en práctica otras comunidades. El Icona y los organismos que le han sucedido con distintos nombres (en la actualidad,

la Dirección General de Biodiversidad), han generado la investigación aplicada necesaria para gestionar al lobo a escala nacional.

8) La investigación sobre el lobo ha mejorado nuestro conocimiento y está orientando en la actualidad las políticas de gestión. Pero probablemente no ha contribuido en gran medida a la recuperación de la especie, ya que apenas se han realizado descubrimientos que vayan más allá de desvelar *a posteriori* la tendencia que han seguido las poblaciones y los mecanismos que han propiciado tal evolución. Con menos investigación tendríamos menos conocimientos y peor gestión, pero el proceso de recuperación del lobo quizás se hubiera desarrollado de una forma muy parecida. De hecho, la mayor parte de la investigación sobre el lobo se ha realizado desde finales de los 80, cuando la especie había completado ya gran parte de su proceso de recuperación.

9) Las subvenciones comunitarias y las indemnizaciones por daños han mitigado el impacto negativo del lobo sobre los ganaderos y probablemente han reducido la animadversión que éstos le profesan, pero nunca se ha llegado a consolidar un acuerdo social entre los distintos sectores afectados por la especie. Más que eso, se ha vivido en un equilibrio entre las demandas de los diferentes grupos, situación que, aunque conflictiva e inestable, ha permitido la recuperación del lobo. Probablemente ésta es la única solución de conservación cuando el lobo vive en ecosistemas humanizados, como sucede en Europa. La alternativa a este régimen de convivencia entre lobos y ganaderos es la política de segregación que prima en gran parte de Norteamérica, y que consiste en mantener a los lobos separados de las actividades ganaderas. El método americano sólo es factible en un continente que conserva aún extensas zonas casi deshabitadas, pero sería imposible en la superpoblada Europa meridional.

La recuperación del lobo en España y en otros países del mundo occidental constituye uno de los éxitos de conservación más inesperados de las últimas décadas. Las circunstancias socioeconómicas y la propia biología de la especie probablemente han ayudado más al lobo que los científicos y conservacionistas que con frecuencia reclamamos este logro. Durante años de investigación en el campo, hemos podido conocer una especie que era en realidad muy distinta a como la habíamos imaginado antes de profundizar en su estudio científico. Y a lo largo de interminables reuniones con cazadores, ecologistas, ganaderos y científicos –celebradas a menudo en un ambiente electrizado de emociones–, hemos percibido otras visiones de la naturaleza y un mundo de símbolos y mitos muy diferente al nuestro. En el proceso de recuperación del lobo hemos adquirido datos sorprendentes sobre esta especie, pero lo más apasionante es lo que hemos descubierto sobre nosotros mismos.

Agradecimientos

Mi agradecimiento a Yolanda Cortés, que corrigió la primera versión del manuscrito. La redacción de este capítulo ha sido posible gracias a un contrato de la Dirección General para la Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente).

Bibliografía

BÁRCENA, F. (1976). Censo de camadas de lobos en la mitad norte de la provincia de Lugo (año 1975) y algunos datos sobre la población de los mismos. *Boletín Estación Central Ecología* 5(9): 45-54.

BARRIENTOS, L.M. (1997). El lobo en la llanura cerealista castellana. *Quercus* 139: 14-17.

______ (2000). Tamaño y composición de diferentes grupos de lobos en Castilla y León. *Galemys*, 12 (nº. esp.): 249-256.

BATH, A.J. (1992). Identification and documentation of public attitudes toward wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *En:* Varley, J.D. y W.G. Brewster (eds.). *Wolves for Yellowstone?. A report for the United States Congress*. National Park Service, Yellowstone National Park.

BLANCO, J.C. (1998). *Mamíferos de España. Vol. II. Cetáceos, Ungulados, Roedores y Lagomorfos de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta, Barcelona.

______ (2004). Lobo-Canis lupus. *En:* Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

BLANCO, J.C. y CORTÉS, Y. (1997). *Estudio aplicado para la gestión del lobo en Cantabria*. Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca de la Diputación Regional de Cantabria-Dpto. de Geografía, Urbanismo y Orden. Territ., Universidad de Cantabria, Santander. Informe inédito, 142 pp.

______ (1999). *Estudios aplicados para paliar el efecto de las autovías en las poblaciones del lobo en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid (informe inédito).

______ (2000a). *Wolf recolonization of agricultural areas of Spain.* "Beyond 2000. Realities of Global Wolf Restoration", University of Minnesota Duluth and International Wolf Center, en Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000.

______ (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto.* SECEM, Málaga, 176 pp.

BLANCO, J.C., CORTÉS, Y. y VIRGÓS, E. (en prensa). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*

BLANCO, J.C. y GONZÁLEZ, J.L. (eds.) (1992). *El libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Colección Técnica. Madrid.

BLANCO, J.C., CUESTA, L. y REIG, S. (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Colección Técnica. Madrid.

BLANCO, J.C., REIG, S. y CUESTA, L. (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf Canis lupus in Spain. *Biological Conservation* 60: 73-80.

BLANCO, J.C., SÁENZ DE BURUAGA, M. y LLANEZA, L. (2002). Canis lupus Linnaeus, 1758. Pp. 234-237 e*n:* Gisbert, J. y Palomo, L.J. (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

BOITANI, L. (1982). Wolf management in intensively used areas of Italy. Pp. 158-172 e*n:* F.H. Harrington & P.C. Paquet (eds.): *Wolves of the World*. Noyes Publications, New Jersey.

______ (1995). Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf-human relationships. Pp. 3-12 *en*: Carbyn, L.N., Fritts, S.H. y Seip, D.R. (eds.). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta. Edmonton, Alberta.

______ (2003). Wolf conservation and recovery. Pp. 317-340 *en*: L.D. Mech y L. Boitani (eds.). *Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

BOYD, D.K. y PLETSCHER, D.H. (1999). Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management* 63 (4): 1094-1108.

CARDILLO, M., PURVIS, A., SECHREST, W., GITTLEMAN, J.L., BIELBY, J. y MACE, G.M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PloS Biology* 2 (7): 909-913. http://biology.plosjournals.org

CARRASCO, R. (2002). Historia natural del lobo en Sierra Morena. Tesis Doctoral. Universidad de Jaén, Jaén.

CASTROVIEJO, J., PALACIOS, F., GARZÓN, J. y DE LA CUESTA, L. (1975). *Sobre la alimentación de los cánidos ibéricos*. Actas XII Congr. Intern. Biol. Caza. Lisboa, 1975.

CORTÉS, Y. (2001). *Ecología y conservación del lobo (Canis lupus) en medios agrícolas*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.

CORTÉS, Y. y BLANCO, J.C. (2003). *Habitat use by wolves in a humanized area of north-central Spain*. World Wolf Congress 2003, Banff, Alberta. September 25-28, 2003. The Central Rockies Wolf Project.

FRANKEL, O.H. y SOULÉ, M.E. (1981). *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.

FERRER, M. y NEGRO, J.J. (2004). The near extinction of two European large predators: super specialists pay a price. *Conservation Biology* 18 (2): 344-349.

FRITTS, S.H. (1983). Record dispersal by a wolf from Minnesota. *Journal of Mammalogy* 64: 166-167.

FULLER, T.K. (1989). Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105. 41 pp.

______ (1995). Guidelines for grey wolf management in the Northern Great Lakes region. *International Wolf Center Tech. Publ. 271*. Ely, Minnesota.

FULLER, T.K., MECH, L.D. y COCHRANE, J.F. (2003). Wolf population dynamics. Pp. 161-191 *en:* L.D. Mech y L. Boitani (eds.). *Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

GARCÍA-GAONA, J.F., GONZÁLEZ, F., HERNÁNDEZ, O., NAVES, J., PALOMERO, G. y SOLANO, S. (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. *En:* J.C. Blanco, Cuesta, L. y S. Reig (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.

GARZÓN J. (1974). Especies en peligro: el lobo. *ADENA* 8: 6-13.

GRANDE DEL BRÍO, R. (1984). *El lobo ibérico. Biología y mitología*. Blume. Madrid.

GUITIÁN, J., DE CASTRO, A., BAS, S. y SÁNCHEZ, J.L. (1979). Nota sobre la dieta del lobo (Canis lupus L.) en Galicia. *Trabajos Compostelanos de Biología* 8: 95-104.

HEFNER, R. y GEFFEN, E. (1999). Group size and home range of the Arabian wolf (Canis lupus) in southern Israel. *Journal of Mammalogy* 80 (2): 611-619.

IUCN. (1996). *1996 IUCN Red List of threatened animals*. IUCN, Gland, Suiza.

KELLERT, S.R. (1985a). *The public and the timber wolf in Minnesota*. Report to Members of the Wolf Study Advisory Committee. Minneapolis. Inédito.

______ (1985b). Public perception of predators, particularly the wolf and coyote. *Biological Conservation* 31(2): 167-189.

______ (1986). The public and the timber wolf. *Trans. N.A. Wildl. Nat. Res. Conf. 51:* 193-200.

______ (1991). Public views of wolf restoration in Michigan. *Trans. N.A. Wildl. Nat. Res. Conf. 56*: 152-161.

______ (1994). Public attitudes toward bears and their conservation. Pp. 293-305 *en: Proceedings of the Ninth International Conference on Bear Research and Management*. Grenoble, 1992.

LLANEZA, L. y BLANCO, J.C. (en prensa). Situación del lobo (Canis lupus L.) en Castilla y León en 2001. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*

LLANEZA, L. y ORDIZ, A. (2003). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (Canis lupus signatus) en la provincia de Lugo. *Galemys* 15: 55-66.

LLANEZA, L., IGLESIAS, J. y RICO, M (1998). Descripción y resultados de varios métodos de muestreo para la detección y censo de lobo ibérico (Canis lupus signatus) en una zona de montaña. *Galemys* 10: 135-150.

LLANEZA, L., ORDIZ, A., PALACIOS, B. y GARCÍA, E.J. (2003a). *Situación del lobo en Asturias, 2003*. Consejería de Med. Amb., Ord.Territ. e Infraestructuras. Principado de Asturias, Oviedo.

LLANEZA, L., ORDIZ, A., UZAL, A., ÁLVAREZ, F., SIERRA, P., PALACIOS, V. y SAZATORNIL, V. (2003b). *Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (Canis lupus signatus) en las provincias de A Coruña y Pontevedra*. Panel presentado en las VI Jornadas de la SECEM, Ciudad Real, 5-8 diciembre de 2004.

LLANEZA, L., RICO, M. e IGLESIAS, J. (2000). Hábitos alimenticios del lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Galemys* 12: 93-102.

MECH, L.D. (1970). *The wolf. The ecology and behavior of an endangered species*. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis, London.

______ (1995). The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9: 270-278.

______ (1997). *The arctic wolf: ten years with the pack*. Voyageur Press, Stillwater, Minnesota.

______ (1999). Alpha status, dominance, and division of labor in wolf packs. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1196-1203.

MECH, L.D. y BOITANI, L. (EDS.) (2003). *Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

MECH, L.D., ADAMS, L.G., MEIER, T.J., BURCH, J.W. y DALE, B.D. (1998). *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis, London.

MERIGGI, A. y LOVARI, S. (1996). A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology* 33: 1561-1571.

NELLO, O. (2001). Las áreas metropolitanas. Pp. 275-298 *en:* A. Gil Ocina y J. Gómez Mendoza (eds.). Geografía de España. Ed. Ariel, Barcelona.

PETERSON, R.O. y CIUCCI, P. (2003). The wolf as carnivore. Pp. 104-130 *en*: L.D. Mech y L. Boitani (eds.). *Wolves. Behavior, Ecology, and Conservation*. The University of Chicago Press. Chicago y Londres.

PETERSON, R.O., N.J. THOMAS, J.M. THURBER, J.A. VUCETICH y T.A. WAITE (1998). Population limitation and the wolves of Isle Royale. *Journal of Mammalogy* 79 (3): 828-841.

PUYOL, R. (ed.) (1997). *Dinámica de la población en España. Cambios demográficos en el último cuarto del siglo XX*. Ed. Síntesis, Madrid.

QUIRÓS, F. y TOMÉ, S. (2001). El proceso de urbanización: las ciudades. Pp. 251-274 *en:* A. Gil Ocina y J. Gómez Mendoza (eds.). *Geografía de España.* Ed. Ariel, Barcelona.

Rodríguez de la Fuente, F. (1975). Protection of the wolf in Spain. Notes on a public awareness campaign. Pp. 103-112 *en*: D.H. Pimlott (ed.). *Wolves*. IUCN Publications New Series, 43, Morgues, Suiza.

SÁEZ-ROYUELA, C. y TELLERÍA, J.L. (1986). The increased population of the wild boar (Sus scrofa) in Europe. *Mammal Review* 16 (2): 97-101.

STATISTICS NORWAY (2005). *Agriculture, hunting, wildlife conservation*. http: //www.ssb.no/ english/ subjects/10/04/10/

TELLERÍA, J.L. y SÁEZ-ROYUELA, C. (1984). The large mammals of Central Spain. An introductory view. *Mammal Review* 14 (2): 51-56.

______ (1985). L'evolution démographique du sanglier (Sus scrofa) en Espagne. *Mammalia* 49 (2): 195-202.

______ (1989). Ecología de una población ibérica de lobos (Canis lupus). *Doñana, Acta Vertebrata* 16: 105-122.

URIOS, V. (1995). *Eto-ecología de la predación del lobo (Canis lupus signatus) en el NO de la Península ibérica*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.

VALIÈRE, N., FUMAGALLI, L., GIELLY, L., MIQUEL, C., LEQUETTE, B., POULLE, M.L., WEBER, J.M., ARLETTAZ, R. y TABERLET, P. (2003). Long-distance wolf recolonization of France and Switzerland inferred from non-invasive genetic sampling over a period of 10 years. *Animal Conservation* 6 (1): 83-92.

VALLE, B. (2001). La ganadería: los espacios y sistemas ganaderos. Pp. 393-404 *en:* A. Gil Ocina y J. Gómez Mendoza (eds.). *Geografía de España*. Ed. Ariel, Barcelona.

VALVERDE, J.A. (1971). El lobo español. *Montes* 159: 229-241.

VIDAL, T. (2001). La población. Pp. 225-249 *en:* A. Gil Ocina y J. Gómez Mendoza (eds.). *Geografía de España*. Ed. Ariel, Barcelona.

VILÀ, C. (1993). *Aspectos morfológicos y ecológicos del lobo ibérico Canis lupus L.* Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.

VILÀ, C. y WAYNE, R.K. (1999). Hybridization between wolves and dogs. *Conservation Biology* 13: 195-198.

VILÀ, C., URIOS, V. y CASTROVIEJO, J. (1990). Ecología del lobo en La Cabrera (León) y la Carballeda (Zamora). Pp. 95-108 *en:* J.C. Blanco, Cuesta, L. y S. Reig (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.

______ (1995). Observations on the daily activity patterns of the Iberian wolf. Pp. 335-340 *en:* Carbyn, L.N., Fritts, S.H. y Seip, D.R. (eds.). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta. Edmonton, Alberta.

VILÀ, C., P. SAVOLAINEN, J.E. MALDONADO, I.R. AMORIM, J.E. RICE, R.L. HONEYCUTT, K.A. CRANDALL, J. LUNDEBERG, y R.K.WAYNE (1997). Multiple and ancient origins of the domestic dog. *Science* 276: 1687-1689.

VILÀ, C., AMORIM, I.R., LEONARD, J.A., POSADA, D., CASTROVIEJO, J., PETRUCCI-FONSECA, F., CRANDALL, K.A., ELLEGREN, H. y WAYNE, R.K. (1999). Mitochondrial DNA phylogeography and population history of the grey wolf Canis lupus. *Molecular Ecology* 8: 2098-2103.

VILÀ, C., A.K. SUNDQUIST, O. FLAGSTAD, J.M. SEDDON, S. BJORNERFELDT, I. KOJOLA, H.SAND, P. WABAKKEN y H. ELLEGREN (2002). Rescue of a severely bottlenecked wolf (Canis lupus) population by a single inmigrant. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 91-97.

WABAKKEN, P., H. SAND, O. LIBERG y A. BJÄRVALL (2001). The recovery, distribution and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* 79: 710-725.

WARREN, R.J. (1997). The challenge of deer overabundance in the 21st century. *Wildlife Society Bulletin* 25 (2): 213-214.

12

REFLEXIONES SOBRE CONSERVACIÓN EN UN MARCO DE COMPLEJIDAD POLÍTICA Y SOCIAL

El caso del oso pardo cantábrico

Javier Naves

La historia de la conservación y de la investigación sobre el oso pardo, tal como la podemos entender ahora, se remonta a finales de la década de los años 70. Inicialmente la investigación estuvo centrada en la recogida de información básica: distribución y estimas poblacionales, alimentación, daños sobre ganadería y agricultura, estudio y delimitación de zonas "claves" para la especie (por ejemplo de hibernación y encame), primer trabajo de telemetría, patrones de regresión histórica de la especie, etc. La grave situación de la especie comenzó a ser divulgada dentro y fuera de nuestras fronteras. En esta época se desarrollaron importantes actividades de concienciación y conservación. Las cuatro administraciones autonómicas recién constituidas con osos en su territorio (Asturias, Cantabria, Castilla y León, Galicia) comenzaron a abordar problemas de gestión, como el pago de los daños ocasionados por la especie, y algunas ONGs (Fondo Asturiano para la Protección de los Animales Salvajes, FAPAS) iniciaron programas sobre la especie.

En los inicios de la década de los años 90 se redactaron los Planes de Recuperación, que fueron las primeras normativas legales en España de este tipo, y, simultáneamente, se pusieron en marcha proyectos con apreciables dotaciones económicas (proyectos LIFE). La conservación pasó a entenderse como un proceso activo, de manejo de hábitat (con compras de propiedades, por ejemplo), de intervención sobre problemas concretos (daños a la ganadería), de seguimiento de la población y los animales, de divulgación y educación, de especialización y formación de personal, de investigación... todo ello con un soporte económico relativamente importante y permanente. El Ministerio de Medio Ambiente, MIMAM, apoyó y estimuló estas iniciativas. En esta época se incrementa el número de ONGs–Fundaciones privadas que desarrollan programas de gestión y conservación (Fundación Oso Pardo, FOP; Fundación Oso de

Asturias, FOA; y el ya citado FAPAS) y el número de centros de investigación que dedican esfuerzos al estudio de la especie (Universidad de Oviedo, Universidad de León; Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC).

La situación actual (desde finales de la década de los 90) está marcada por una profundización en los problemas de descoordinación y comunicación entre administraciones implicadas y otros actores. Actualmente prolifera información y diagnósticos sobre la situación de la especie de muy diferente calidad y en muchas ocasiones contradictoria. Parece acusarse un agotamiento en la gestión y en el estilo de trabajo realizado, mientras que la situación de la especie no parece ahora mejor que en los inicios de los años 80. Los propósitos de conservación iniciales (incremento de número y de área de distribución) garantizando a su vez una "autonomía" de la población (sin aportes masivos de alimento ni reintroducciones) comienzan a replantearse, pero sin afrontar el problema de conocer y minimizar las fuentes actuales de mortalidad de los ejemplares. La redacción de la Estrategia para la Conservación del Oso Pardo Cantábrico (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, CNPN 1999) supuso, en parte, un intento de relanzamiento y replanteamiento de las labores de gestión e investigación, pero su incapacidad legal y la dejación por las Comunidades Autónomas (CCAA) y el Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM) de los compromisos adquiridos en el documento han limitado seriamente su desarrollo. El proceso de renovación de los primeros Planes de Recuperación, enmarcados en esta Estrategia de Conservación del Oso Pardo, no se han llevado a cabo y en el caso de Asturias (única región que lo ha renovado en 2002) el resultado ha sido en gran parte frustrante. Puede ser un momento importante para la reflexión sobre lo realizado y los caminos a seguir en el futuro.

Aspectos biológicos y amenazas

Biología y ecología de la especie

La ecología del oso pardo cantábrico no puede entenderse fuera del marco de su interacción con el hombre y del proceso histórico expresado a través de la persecución directa, a menudo mediante la muerte violenta de individuos, e indirecta a través de la transformación, pérdida y fragmentación de su hábitat a que ha sido sometido desde hace siglos (Naves *et al.* 1999c).

El oso pardo es un animal omnívoro capaz de acceder a fuentes de alimentos muy diversas, desde lo alto de árboles hasta bajo tierra y piedras. En primavera los osos se

alimentan sobre todo de gramíneas y plantas herbáceas (umbelíferas principalmente); en verano de frutos carnosos (arándanos, pudios, cerezas y prunos, manzanas, serbales y moras) y avellanas; y en otoño e invierno de frutos secos (bellotas, hayucos, castañas) y algunos frutos carnosos (manzanas, serbales, escaramujos). Cazan mamíferos domésticos y salvajes, buscan activamente animales muertos y consumen frecuentemente insectos sociales (hormigas, abejas). En el sur de Europa, los machos tienen áreas de campeo anuales 2-5 veces superiores a las de las hembras, y alcanzan los 1.300 km^2. Los machos jóvenes tienen un acusado comportamiento de dispersión mientras que las hembras parecen establecerse cerca de las áreas maternas.

En términos generales son animales longevos, aunque no se conocen en la Cordillera Cantábrica osos que hayan vivido más de 20 (±2) años. Las tasas de natalidad son de las más bajas estimadas para los mamíferos terrestres y su fisiología reproductora es compleja. Los osos pardos son polígamos, pudiendo darse paternidad múltiple en una camada. Después de la fertilización, que tiene lugar en mayo o junio, se produce una parada en el desarrollo de la gestación hasta noviembre. La gestación efectiva dura de seis a ocho semanas, después de las cuales se produce el parto en los alrededores de enero de una a cuatro crías con pesos comprendidos entre 265-380 g de peso. Éste tiene lugar en el interior de la osera, donde los osos pasan los tres o cuatro primeros meses de vida. Las osas en Europa generalmente cuidan de las crías durante 1,5 años, el grupo de hermanos puede seguir unido un año más, y las hembras pueden parir cada dos años, aunque quizás sean frecuentes periodos mayores. Así, el intervalo entre partos se ha estimado en una media de tres años. Una descripción resumida de la biología de la especie puede encontrarse en Naves y Fernández-Gil (2002).

Distribución y abundancia históricas y actuales

El oso pardo antiguamente ocupaba toda la Península Ibérica, pero desde el siglo XVIII los núcleos galaico-cantábricos y pirenaicos, incluyendo la zona del Prepirineo, son los únicos existentes. La separación entre las poblaciones pirenaicas y cantábricas parece remontarse ya al siglo XX (Nores 1988, Nores y Naves 1993). Seguramente los procesos de regresión poblacional no han sido igual de fuertes en todas las épocas y quizás se hayan producido oscilaciones demográficas y de distribución importantes (Torrente 1999). Actualmente los osos pardos cantábricos ocupan 5000-7000 km^2, que se extienden por cuatro regiones diferentes: Asturias, Cantabria, Castilla y León y Galicia (Naves y Palomero 1993a, Naves *et al.* 1999c).

La población cantábrica de osos se estimó, sobre la base de los conteos anuales de grupos familiares realizados entre 1986-1990, en 70-90 ejemplares divididos en 50-65 animales para la subpoblación occidental y 20-25 para la oriental (Palomero *et al.* 1993, 1997b). La elaboración de modelos demográficos para el núcleo occidental han arrojado cifras de 50-55 osos en 1995 (Wiegand *et al.* 1998, Naves *et al.* 1999c). La individualización genética de ejemplares ha ofrecido también estimas recientes sobre el número de ejemplares de la población oriental (20 ejemplares para 1995-98; Rey *et al.* 2000).

Las tendencias demográficas de los núcleos Cantábricos en el periodo 1982-95 parecen haber sido esencialmente regresivas en el núcleo occidental (Wiegand *et al.* 1998) y estables en el oriental (Naves *et al.* 1999b). En el caso de la subpoblación occidental, incluso considerando posibles tendencias positivas que tuvieron lugar en la primera década de los 90 (estimadas en menos del 1% anual), el riesgo de extinción sería demasiado elevado y la población no podría considerarse viable a largo plazo (Wiegand *et al.* 1998, Naves *et al.* 1999c). En los últimos años, la tendencia poblacional de los osos cantábricos no parece haber sido adecuadamente evaluada y las cifras existentes han sido objeto de un uso inapropiado, lo que ha generado cierta controversia (SECEM 2001, Naves 2003a). Por otra parte, otros indicadores de abundancia (p.ej. distribución geográfica de las hembras con crías, abundancias relativas de huellas y rastros) han señalado tendencias estables e incluso regresivas en este mismo periodo de tiempo (Fernández-Valero 1998, Fernández-Gil *et al.* 2001).

El diagnóstico de la población realizado a lo largo de 1998 por técnicos de todas las Comunidades Autónomas (CCAA) con osos, del MIMAM y algunos expertos invitados durante el proceso de elaboración de la Estrategia para la Conservación del Oso Pardo Cantábrico dice textualmente que la situación de la población esta marcada por una "tendencia poblacional regresiva" que "no ha sido invertida", aunque "quizás se haya suavizado la velocidad de regresión" (CNPN 1999). En este documento se comenta, finalmente, que "los análisis sobre evolución y dinámica de estas poblaciones parecen indicar que los riesgos de extinción son elevados". En cualquier caso e independientemente de la fuente documental que se maneje, la situación de la especie no parece ahora mejor que en los inicios de los años 80.

Amenazas y causas de disminución poblacional

Dentro de las amenazas que tienen un efecto directo e inmediato sobre la supervivencia de los osos destaca la mortalidad causada por el hombre. Entre las causas directas de muerte se encuentran los disparos (producidos en ocasiones en cacerías legales de otras espe-

cies), los lazos y los venenos, siendo estos últimos probablemente más abundantes en los últimos años (Palomero *et al.* 1993, Naves 1996, Naves *et al.* 1999c). Es frecuente observar ejemplares mutilados y con incapacidades, presuntamente causadas por los anteriores hechos, que pueden reducir sus posibilidades vitales de los ejemplares (Naves *et al.* 1999a, b, 2001c). Sin embargo, citando literalmente a la Estrategia antes referida, "las causas de mortalidad de los osos cantábricos no son adecuadamente conocidas. La información disponible sobre osos muertos es deficiente en cuanto al número de casos conocidos sobre los estimados, a las características de los ejemplares afectados, a las causas finales que provocaron sus muertes, a su distribución espacial y temporal y a la relación con factores que contribuyen a generar el riesgo" (CNPN 1999). Por otro lado el bajo número de ejemplares existente implica un riesgo en sí mismo, ya que potencia el impacto negativo de los factores estocásticos o azarosos de tipo genético, ambiental, catastrófico o demográfico en el mantenimiento de la población (Wiegand *et al.* 1998, Rey *et al.* 2000, ver capítulo 2 de este libro para una descripción de los factores estocásticos).

En lo que se refiere a amenazas con efectos dilatados e indirectos sobre la población osera, se puede destacar la alteración y destrucción del hábitat. Las coberturas forestales de las áreas oseras cantábricas (25-50%) se encuentran entre las más reducidas de las áreas oseras del continente (Naves *et al.* 2003). A esto hay que añadir la realización y planificación de grandes obras públicas y privadas (minería a cielo abierto, infraestructuras ferroviarias, autopistas o autovías, presas, estaciones de esquí, etc.) que pueden suponer la pérdida de importantes territorios para la especie y dificultar la comunicación entre las subpoblaciones de osos, así como incrementar la fragmentación de la población cantábrica de osos (Naves *et al.* 2001b). Dentro de este contexto, el turismo emerge como un serio problema, a menudo asociado a grandes infraestructuras y obras (Naves *et al.* 2001a). En términos generales, es posible que se carezca de un hábitat con potencial suficiente para albergar una población viable de osos compuesta de varios centenares de ejemplares, integrados en el territorio, y capaces de "funcionar" por sí mismos. Éste puede ser el condicionante principal de las perspectivas o posibilidades de recuperación y conservación de la especie a largo plazo (Naves 2003b).

Integración de la investigación en la gestión

Antes de los Planes de Recuperación

La investigación sobre el oso pardo, en sentido muy amplio, fue iniciada a finales de los años 70 (aunque merecen reseñarse las aportaciones previas de Notario 1964,

1970), ya fuera por personas aisladas que actuaron por iniciativa propia o contratadas directamente por la Administración. El diseño científico de estos primeros trabajos no era muy "sólido" y se carecía de unas perspectivas de investigación a medio y largo plazo. Hay que destacar en esta época los trabajos realizados por el Principado de Asturias, por la Diputación Regional de Cantabria y por el antiguo ICONA. Otros trabajos iniciados mediada la década de los 80 desde instituciones científicas (radiomarcaje realizado por la Universidad de León) no tenían una relación estrecha con la incipiente administración gestora ni con otros también incipientes grupos de investigación (de Asturias principalmente). Entre estos trabajos merecen citarse los realizados sobre distribución y estimas poblacionales (Braña *et al.* 1979, Garzón *et al.* 1980, Campo *et al.* 1984, 1986b, 1990, Palomero 1984, Clevenger *et al.* 1987, Purroy *et al.* 1988), alimentación (Braña *et al.* 1979, 1988, Seijas 1984), daños sobre ganadería y agricultura y valor económico (Campo *et al.* 1986a, Purroy *et al.* 1988), estudio de zonas "claves" para la especie (por ejemplo de hibernación y encame Naves y Palomero 1988), ecología espacial y movimientos (Clevenger *et al.* 1986a y b, 1989, 1990, Clevenger y Purroy 1988, 1991), patrones de regresión histórica de la especie (Nores 1988), etc. Al mismo tiempo, la grave situación de la especie comenzó a ser divulgada dentro y fuera de nuestras fronteras (Campo *et al.* 1985, 1990, Marquínez *et al.* 1986, Clevenger 1987, Naves y Palomero 1987, Clevenger y Purroy 1990). Las monografías sobre el oso pardo del ICONA (Naves y Palomero 1993b) y del Museo Nacional de Ciencias Naturales (Clevenger y Purroy 1991) pueden considerarse como los principales hitos de estos primeros trabajos.

Aunque es cierto que estas primeras investigaciones fueron muy puntuales y los objetivos eran muy básicos, permitieron diagnosticar el grave estado de la población, delimitar geográficamente el territorio sobre el que se debía actuar, introducir jerarquías en importancia dentro de ese territorio ("áreas críticas") e identificar los problemas y daños ocasionados por la especie a los habitantes del medio rural. Algunos de los Espacios Naturales creados en el ámbito cantábrico se fundamentaron (y así se adujo explícitamente) en la presencia de núcleos significativos y relevantes de osos, como fue el caso del Parque Natural de Somiedo, Asturias, en 1989. Durante estos años la gestión fue incorporando tímidamente herramientas propias de la investigación de manera rutinaria (p. ej. recogida y análisis de datos de seguimiento poblacional). La relación entre la gestión y la investigación era muy estrecha y fluida, los planteamientos eran muy sencillos y los objetivos de gestión planteados también lo eran. La transferencia de resultados entre investigación y gestión era rápida.

En esta fase inicial se producen las primeras tensiones entre actores (equipos de investigación, gestores, grupos de conservación y ONGs, entre otros) y muchos de esos conflictos quedan larvados o enquistados (p. ej. tensiones en torno al proyecto de radio-rastreo de la Universidad de León o al sistema de pago de daños complementario al administrativo puesto en marcha por el FAPAS en Asturias). Todos estos trabajos iniciales contribuyen a la elaboración y aprobación (entre 1989 y 1992) de los Planes de Recuperación del oso pardo por las cuatro CCAA con osos cantábricos en sus territorios, y es a partir de entonces, también de forma paralela al crecimiento y desarrollo de la actividad científica en España, cuando se incrementan los recursos disponibles para la gestión, investigación y seguimiento de la población y de su hábitat, con el apoyo crucial de los proyectos europeos LIFE (ver anexos).

Después de los Planes de Recuperación (década de los 90)

Con posterioridad a la aprobación de los Planes de Recuperación se produce cierto salto cualitativo en la investigación aplicada. Es entonces cuando diferentes centros de investigación se dedican a la investigación osera, el bagaje de información comienza a ser importante y los recursos dedicados a estos trabajos se incrementan de manera importante.

Este cambio se produce fundamentalmente en Asturias, donde la integración entre la Universidad de Oviedo (especialmente por el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio, INDUROT y el Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, BOS) y la administración regional es muy estrecha, con planteamientos de trabajo a medio plazo, definición conjunta de objetivos y participación de técnicos del P~~p~~rincipado en la investigación (y de investigadores en la gestión). La dedicación económica a los trabajos de investigación en Asturias es significativamente superior a la de otras comunidades autónomas (ver anexos) y comienzan a incorporarse a estas labores de investigación científicos con experiencia. En esta época se confeccionan cartografías ambientales del territorio osero, manejadas mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) y se construyen unos primeros modelos de calidad de hábitat para la especie (Marquínez *et al.* 1993, 1997, Naves *et al.* 1996, 1997, Álvarez *et al.* 1997, Clevenger y Purroy 1997). Se mejora el conocimiento en detalle sobre distribución, abundancia de los osos y la dinámica de las poblaciones construyéndose modelos demográficos de la población y los primeros análisis de viabilidad (Fernández-Valero 1997, Wiegand *et al.* 1997, 1998, Naves *et al.* 1999c). Se promueve la estandarización de los censos de osas con crías (protocolos de recogida y tratamiento de datos) y la

incorporación de nuevos índices de seguimiento de la población –por ejemplo índices de abundancia de rastros y huellas y registros de mortalidad de osos– (Clevenger 1994, Clevenger y Purroy 1996, Naves 1996, Fernández-Valero 1998, Naves *et al.* 1999c, Fernández-Gil *et al.* 2001). La fase final de este proceso de interrelación investigación-gestión sería el proyecto de investigación que incluía el radio-marcaje de osos (1997-1999), realizado en Asturias con participación de la Universidad de Oviedo (Dpto. BOS), el CSIC (Estación Biológica de Doñana) y la propia administración regional. En estas líneas de investigación colaboraron diferentes instituciones o centros de fuera de nuestro país, como es el caso del Fish & Wildlife Service de Estados Unidos y el Dpto. of Ecological Modelling de la UFZ de Alemania.

La muerte accidental en 1998 de un oso durante este último proyecto (Naves *et al.* 1999a y c) motivó el abandono de este planteamiento integrado de trabajo, la paralización durante años de todas las líneas de investigación desarrolladas (no sólo el radio-seguimiento) y el intento por parte de los responsables políticos de establecer un control directo sobre la información y la investigación. Algunos trabajos de investigación son obstaculizados o no autorizados. Este planteamiento tiene incluso plasmación legal, por ejemplo, en el renovado Plan de recuperación del oso pardo en Asturias (2002) o en los nuevos Planes rectores de los parques naturales, donde se establece que son los organismos político-administrativos (compuestos por ayuntamientos, Dirección General, etc.) los encargados, por ejemplo, de evaluar los resultados del seguimiento de la población y sus tendencias.

Dentro de este nuevo enfoque de la investigación, las ONGs-Fundaciones (FAPAS, FOP, FOA) buscan un papel más activo en este campo, mientras paradójicamente la información generada no siempre está disponible para los mismos técnicos de las administraciones, para los científicos externos y menos para público en general. Esto ha motivado que abunden los trabajos, financiados o subvencionados con fondos públicos en muchos casos, con escaso planteamiento o calidad científica y con resultados dispares. En este contexto de control de algunos trabajos y de proliferación de "información" de escasa claridad o contradictoria, las administraciones regionales y central no parecen interesadas (y menos conjuntamente) en evaluar y discutir la diferente información disponible y los diferentes diagnósticos sobre la población realizados. No se adoptan ni mejoran protocolos de evaluación de los diferentes índices de abundancia que puedan dar idea de la situación de la población cantábrica de osos. De alguna manera las administraciones encuentran en esa "diversidad" un menú adecuado a las diferentes circunstancias. De todas maneras también es cierto que diferentes CCAA, incluyendo la astu-

riana actualmente, continúan algunas líneas de trabajo de interés, como por ejemplo, cartografía ambiental, modelos de calidad de hábitat, trabajos sobre disponibilidad de alimentos, índices relativos de abundancia poblacional, identificación y creación de corredores de comunicación entre poblaciones, y que incluso se han realizado proyectos coordinados (LIFE-Ancares Galicia-Castilla y León, ver anexos).

En cuanto a la administración central, ésta ha enfocado, desde mediados de la década de los 90, su actividad de apoyo a la investigación en el impulso de trabajos de genética (p. ej. identificación de individuos, o estima de la variabilidad genética), pero la relación de estos proyectos con las CCAA y con otras labores de investigación ha sido reducida. Igualmente, el papel del MIMAM a la hora de estimular líneas de investigación coordinadas entre las CCAA, y entre diferentes equipos ha sido escaso. Por otro lado, la Universidad de León, en estos últimos años, ha desarrollado y dirigido algunos trabajos de seguimiento de la población basados en índices relativos de abundancia (indicios de actividad). El Dpto. BOS (Universidad de Oviedo) y la Estación Biológica de Doñana (CSIC) han iniciado recientemente (a partir de 2002) proyectos de investigación sobre el oso pardo relacionados con aspectos demográficos y de hábitat, financiados por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de España y por la UFZ de Alemania. La interrelación de estos proyectos con la gestión ha sido prácticamente nula, lo que dificulta la “transferencia” de los resultados de los proyectos de investigación a la gestión. Esta dificultad en la “transferencia” de resultados a la gestión se agrava además por la cada vez mayor complejidad y sofisticación de las herramientas utilizadas, lo que hace que requieran un mayor esfuerzo de comprensión y discusión.

La situación actual

Sin embargo, a finales de la década de los 90, se van produciendo otros cambios importantes en la concepción de la conservación de la especie. Simultáneamente al incremento en el control y manejo político de la información y diagnósticos sobre la situación del oso y de la fractura entre investigación y gestión, surge con fuerza creciente una concepción de la conservación basada en el manejo intensivo del hábitat y de la especie. Comienzan a replantearse las ideas iniciales de conservación basadas en un incremento del número de osos y de su área de distribución, garantizando la autonomía de la población y su “funcionalidad” integrada en un territorio (ver por ejemplo los objetivos de todos los Planes de Recuperación). Se pensaba que la población cantábrica de osos podía (debía) recuperarse por sus propios medios sin recurrir a técnicas de gestión intensiva (p. ej. alimentación suplementaria masiva, reintroducción y translocación de ejemplares).

Sin embargo, en general, esta nueva concepción de manejo intensivo no nace de un diagnóstico de la situación ni de un debate ordenado de las diferentes propuestas. Al revés, surge en el contexto de una cada vez mayor dificultad política para poner la mortalidad y los aspectos más penosos de la vida de nuestros osos en primer plano de la investigación y la conservación (lo que desvelaría los aspectos más crudos y amargos de la vida de la especie) y surge en la carencia mas absoluta de mecanismos de discusión y encuentro de actores.

Si bien durante una primera etapa la investigación se centró en el *modo de vida* de los osos, a lo largo de la década de los años 90, la muerte de los osos cantábricos, el *modo en que mueren*, se fue configurando como el enfoque central de la investigación aplicada a la conservación de la especie, dentro de ese esquema de autonomía de la población e integración en un territorio (Naves 1996, García-Gaona y Naves 1999). Toda la mortalidad, en un medio altamente antropizado como la Cordillera Cantábrica, tiene siempre un componente relacionado con la acción humana y, por tanto, la dicotomía *muerte natural* versus *muerte por acción humana* es falsa. Para entender las verdaderas causas de la muerte de un oso no basta con identificar la causa última, aquella que dictamina la necropsia de un cadáver (p. ej. tiro, lazo, atropello, veneno, o caquexia). Ello sería un planteamiento excesivamente simplista, que nos hace ver la mortalidad de los ejemplares como un mero "accidente" ante el que sólo caben medidas de tipo punitivo o policial.

El modo de vida de un ejemplar esta asociado a toda una serie de riesgos de muerte que dependen de múltiples factores (la experiencia del oso, el hábitat en que vive, así como sus cambios y oscilaciones, entre otros), incluyendo también dentro de "hábitat" las características socioeconómicas del territorio. Por tanto, la muerte de un ejemplar es resultado, además de la casuística última que le provocó la muerte (tiro, lazo, atropello, veneno...), de toda ese serie de riesgos. Estos riesgos son susceptibles de estudio y cuantificación. Toda acción humana tiene consecuencias inmediatas, expresadas a través de un incremento de los riesgos de muerte directa de ejemplares, y dilatadas, como la pérdida y fragmentación del hábitat. El furtivismo y la pérdida de hábitat, que en un primer discurso conservacionista eran causas diferenciadas en un diagnóstico sobre las amenazas de la especie, se deben entender como efectos de una misma causa: la intensa humanización del paisaje.

En este contexto se inició el proyecto de radio-marcaje realizado en Asturias ya comentado anteriormente y entre cuyos objetivos a largo plazo estaba el estudio de la mortalidad y sus causas. Como consecuencia del accidente del oso "Cuervo", este

nuevo planteamiento de la conservación y la investigación quedó bloqueado o limitado, no sólo en las posibilidades de radio-marcaje de nuevos ejemplares, sino también en otras facetas menos llamativas como la elaboración de índices de mortalidad y riesgos. Detrás del "dejar a los osos tranquilos" que se esgrimió como argumento en el conflicto político desencadenado como consecuencia de la muerte del oso se fraguó la necesidad de evitar "mostrar" como morían nuestros osos. Actualmente nuestros osos "desaparecen" pero, como no los vemos morir, no sabemos como, ni cuando ni donde. Este planteamiento, de alguna manera, exige alejar la investigación de la gestión. Por ejemplo la aparición de ejemplares muertos o malheridos se entiende antes que nada como un "problema" que hay que gestionar primero políticamente: cuándo, cómo y quién puede acceder a los restos de un animal y resultados de análisis; cómo, cuándo y dónde debe reintroducirse un animal salvaje malherido y luego recuperado (Naves *et al.* 1999b, 2001c). La idea de que "lo mejor es que no se hubiera encontrado a 'Cuervo' muerto" es causa y fruto de esta visión y motiva la negativa institucional a gestionar esta faceta menos "amable" de la vida de los osos. En esta situación, merece reseñarse como algunos colectivos importantes en la gestión del oso, como es el caso de la guardería rural, entienden, seguramente por sus implicaciones profesionales, la necesidad de abordar trabajos que contribuyan al conocimiento de factores de riesgo asociados a la especie y a las causas últimas de la mortalidad. Los mejores materiales disponibles hoy día sobre distribución espacial y temporal de algunos factores de riesgo para los osos (p. ej. lazos, denuncias y acciones furtivas) han sido recopilados, ordenados y elaborados por colectivos de guardas de la administración (Vigil 1998).

Parece evidente que la escasa respuesta de la especie a los esfuerzos conservacionistas de más de una década (frente a los "éxitos" que podría acarrear el manejo de animales) y la proliferación de diferente información y diagnósticos (aunque su calidad sea diversa) favorece el planteamiento de propuestas basadas en el manejo intensivo del hábitat y de la especie. Las razones que llevan a esta nueva concepción de manejo intensivo, con lo que suponen de cambio en la idea inicial de conservación de la especie, deberían ser debatidas en foros técnicos y científicos.

Aspectos organizativos de la gestión del oso pardo

Elaboración y organización de los Planes de Recuperación

En la Cordillera Cantábrica no se han cazado osos legalmente desde 1967. Desde 1973 la especie está considerada "protegida" y actualmente está incluida en el

Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como "en peligro de extinción". Sin embargo, desde mediados de la década de los años 80, se comenzó a reclamar cada vez con mayor insistencia la adopción de modelos más activos de conservación. De esta manera, y con la base legal procedente de la Ley 4/89, se inició el proceso de elaboración de los Planes de Recuperación del oso por parte de las Comunidades Autónomas, los cuales fueron legalmente aprobados por sus respectivos decretos en Cantabria (1989), Castilla y León (1990), Asturias (1991) y Galicia (1992). Estos planes fueron las primeras herramientas legales de este tipo aprobadas en España.

Desde el punto de vista de sus contenido, los planes están organizados principalmente en directrices y actuaciones (socioeconómicas, de conservación del hábitat, de educación, sensibilización y divulgación, de investigación y control de la población, de cooperación) y los aspectos reguladores de actividades son mas limitados. La puesta en marcha, de manera simultánea a los Planes de Recuperación, de diferentes proyectos europeos "LIFE" supuso que, si bien estos primeros planes eran sencillos y simples en sus planteamientos, al menos estuvieran soportados económicamente (ver anexos). Especialmente importante fue el primer proyecto LIFE de 1992 (en aquel momento con la denominación de ACNAT) que fue el eje sobre el que se vertebró el desarrollo inicial de los Planes. El papel de liderazgo de Asturias y su importancia relativa con respecto a las otras CCAA puede observarse también en los anexos finales. Estos proyectos iniciales tuvieron además un efecto multiplicativo en cuanto a recursos invertidos en la conservación. El apoyo de la Administración Central en este proceso inicial fue especialmente importante, impulsando estos proyectos y contribuyendo junto al resto de CCAA en el proceso de reflexión y redacción conjunta de los Planes (ver por ejemplo Palomero *et al.* 1995, 1997a).

Desde el punto de vista organizativo los conceptos incluidos en los planes aprobados pueden resumirse en el siguiente cuadro:

	Cantabria	Castilla y León	Asturias	Galicia
Coordinador	Sí	Sí	Sí	Sí
Comité Asesor	Sí, específico a nivel regional	Sí, específico a nivel regional	Sí, compartido con la coordinación a nivel estatal	No
Periodicidad de los programas de actuación	Anuales	De duración no superior a tres años	Anuales	No se recoge

Sin embargo, estos aspectos organizativos no se desarrollaron de manera importante. No se desarrollaron los planes anuales (o plurianuales, en su caso), ni se crearon los Comités Asesores. En el caso de Asturias, el papel de Coordinador estaba claramente identificado y su dedicación era exclusiva a la especie. En el resto de las CCAA, exceptuando Castilla y León en un primer momento, los coordinadores administrativos designados no se dedican a la gestión de la especie de manera exclusiva.

Como puede verse también en los anexos, el trabajo realizado por las ONGs-Fundaciones con los colectivos de cazadores o ayuntamientos merece reseñarse, al igual que sus acciones en el ámbito de la educación ambiental. Algunas ONGs-Fundaciones (FOP) demandan un papel importante en los seguimientos de la población de osos. De todas maneras, y en parte como consecuencia de la inexistencia de Comités Asesores u otros mecanismos de coordinación e información con sus correspondientes actas e informes públicos, es difícil ofrecer detalles de todos estos proyectos, sus resultados y posibles evaluaciones.

Sobre la eficacia de los Planes de Recuperación (1989-92) y la Estrategia para la Conservación del Oso Pardo Cantábrico (1999).

Lo primero que merece reseñarse es que no se han realizado evaluaciones de la eficacia, grado de cumplimiento, problemas y deficiencias de estos Planes de Recuperación. La bibliografía al respecto no va mas allá de unos párrafos. La Estrategia para la Conservación del Oso Pardo Cantábrico (CNPN 1999) dice en relación a los Planes de Recuperación que "Probablemente los actuales Planes adolecen de ser demasiado orientadores, predominando las directrices sobre las actuaciones concretas. Y no siempre las directrices han sido desarrolladas con planes específicos o con las normativas necesarias". Más adelante se recoge "Sin embargo, tras una década de aplicación de los Planes, objetivos estratégicos como eliminar la muerte de osos causada por personas, garantizar la conectividad entre los núcleos reproductores o evitar la pérdida de hábitat de calidad, no han sido resueltos satisfactoriamente". El único documento conocido y disponible hasta hoy relativo a la evaluación de un Plan, elaborado en el contexto de una propuesta de renovación, fue el redactado por la Fundación Oso de Asturias en 1999 (FOA 1999) que dice "Desde una perspectiva administrativa, tres aspectos aparecen como primordiales de cara a garantizar un mayor éxito al nuevo Plan: que debe contener medidas más concretas que el anterior, que debe contar con la posibilidad de hacer planes específicos derivados del Plan general, para abordar problemas concretos tanto temática como geográficamente y, por último, que debe potenciar la coordinación con el resto de las

Comunidades Autónomas con presencia de osos". Con estos párrafos se agota prácticamente toda la literatura referente al funcionamiento de los anteriores Planes.

El proceso de elaboración, redacción y aprobación en el seno del Grupo de Trabajo del Oso Pardo Cantábrico (GTOPC) de la mencionada Estrategia pudo suponer un importante avance en la coordinación estratégica e institucional de las labores de conservación de la especie. Sin embargo, aunque los contenidos de la Estrategia sean satisfactorios, ésta adolece de no haber sido sujeta a procesos de consultas y participación pública más allá de los dos asesores invitados y los técnicos de las CC.AA, y de carecer de rango legal alguno que comprometa a su cumplimiento, a pesar de que el alto consenso técnico alcanzado le confiere un importante valor.

Por un lado, el documento apuesta por los Planes de Recuperación con carácter legal como instrumento de conservación, además de incluir el compromiso de actualizar dichos planes. Por otro lado, recoge y mejora las directrices de actuación expuestas en los Planes vigentes, lo que obliga a los futuros Planes a ser más concretos, algo que reclama explícitamente. Por último, y especialmente importante en el contexto actual, identifica al GTOPC, creado en el seno del Comité de Flora y Fauna Silvestres, como un órgano para "fomentar y potenciar la coordinación técnica entre la Administración Estatal y las Administraciones Autonómicas..." y establece que entre las labores de este grupo se incluirían: 1) Informar y colaborar en la elaboración de los protocolos incluidos en la Estrategia; 2) Elaborar un resumen anual para su distribución pública que refleje el éxito reproductor y la mortalidad anual, y recuerde el censo y la distribución de las poblaciones cantábricas; 3) Promover la búsqueda de fuentes de financiación conjunta para acciones globales y de interés general de conservación de la especie; 4) Informar las revisiones de los Planes de Recuperación y, en su caso, los planes anuales de actuaciones asociados. Incluso propone crear tres comisiones para abordar tareas concretas: 1) realización de medidas de urgencia para paliar la situación crítica de la población oriental; 2) elaborar planes especiales de conservación o restauración para aquellos corredores de comunicación que afecten a más de una Comunidad Autónoma; y 3) seleccionar los métodos estandarizados de seguimiento poblacional y elaborar los protocolos correspondientes. En definitiva un planteamiento ambicioso de coordinación que seis años después no se ha llevado a cabo en ninguno de sus puntos. La responsabilidad del MIMAM en ello es destacada. Este grupo de trabajo mantiene reuniones esporádicas (cada uno o dos años) de escaso papel operativo.

El proceso de renovación del Plan de Recuperación realizado por Asturias en 2002 ha implicado en gran medida una clara regresión con respecto a las perspectivas mar-

cadas por la Estrategia y la profundización de algunos de los problemas existentes. Incluso este retroceso debe considerarse en relación con el anterior Plan de Recuperación. El actual Plan se confecciona sin consulta ni discusión con las otras CCAA, se margina a algunos científicos, se abandonan los compromisos de coordinación de labores con otras comunidades autónomas (por ejemplo no participa en los trabajos desarrollados por la Junta de Castilla y León en la zona central entre poblaciones), y de hecho ni menciona al GTOPC. Las medidas incluidas en el actual plan tienen, cuando menos, la misma falta de concreción que el pasado. Hay que decir que las principales ONGs-Fundaciones implicadas en la conservación del oso pardo (FAPAS, FOP, FOA) colaboraron en el diseño de este nuevo Plan. Mientras tanto, las restantes CCAA están pendientes actualmente de renovar sus Planes de Recuperación.

Oso y sociedad: algunas notas

Las labores de educación ambiental y las campañas conservacionistas han sido parte relevante del proceso de conservación (ver anexos finales), sin embargo existen pocos trabajos que observen y analicen en detalle la conciencia y percepción social de la especie en distintos ámbitos (sin embargo ver p. ej. Bobbé 1993 o Torrente 1999). Merecen reseñarse la campaña "*Por un futuro con osos*", realizada al final de la década de los 80, que coordinó a mas de una docena de grupos de conservación del ámbito cantábrico, y apoyándose en unos materiales de divulgación de alta calidad, tuvo un alto impacto social. También hay que resalar la campaña "OSOS. SOS" realizada por la FOA en los primeros años 90, de carácter mediático (vallas, cuñas en radio y prensa,...), que tuvo amplio eco en toda España, con un costo económico cercano a los 300 millones de las antiguas pesetas (ver anexos) que fue totalmente patrocinada por los propios medios de comunicación y empresas privadas. De todas maneras la educación ambiental realizada ha tenido un fuerte carácter escolar (más fácil de realizar y más "vistosa"), mientras que las campañas y materiales más específicos para colectivos determinados (agricultores, cazadores, técnicos de obras públicas y forestales,...) han sido escasos.

Quizás uno de los principales problemas de las campañas de concienciación social es que han servido para remarcar y extender la idea de que es una especie que merece la pena conservar, algo sobre lo que existe un elevado grado de consenso actualmente, pero no han servido para cambiar la actitud social y el compromiso ante el trabajo de conservación que se espera de los principales colectivos sociales, como es el caso de los ganaderos, ingenieros, cazadores y políticos. De alguna manera las campañas de educación han profundizado en la propia visión que la sociedad (especialmente la urbana

y dominante) tenían de la especie, pero no ha dado a conocer la realidad de los osos cantábricos y su territorio. No se han presentado a los osos cantábricos como supervivientes a duras penas, como una población enferma y como parte integrante de un espacio de uso fundamentalmente humano. Casos como el ocurrido en torno a la muerte del oso "Cuervo" podrían evidenciar una visión bucólica y mitificada del oso y de las labores de conservación ("*dejar a los osos tranquilos*", "*la naturaleza puede cuidarse sola*"). El consenso en torno a la conservación parece ser muy epidérmico y superficial y cualquier problema o incidente (un ataque de un oso a una persona de consecuencias graves, por ejemplo) podría cambiar o romper ese consenso en la conciencia urbana. Infravalorar o ignorar la importancia de estos aspectos relacionados con la percepción social de la especie contribuyó a la paralización del proyecto de investigación mediante radiomarcaje iniciado en Asturias.

En el mundo rural, con una idea más práctica y tangible de lo que supone la conservación de la especie y donde se vive con mayor proximidad la gestión y sus consecuencias, posiblemente la percepción social esté sujeta a mayores cambios. Por ejemplo, es posible que esta percepción haya sufrido un retroceso en los últimos años como consecuencia del deterioro del sistema de pago de los daños causados por los osos.

De todas maneras el elevado grado de sensibilidad social en torno a la especie provoca una elevada presencia del oso en diferentes medios de comunicación. Las "noticias" sobre la especie pueden contabilizarse en varios centenares al año. La importancia de los diferentes medios de comunicación en la construcción de la percepción del animal puede considerarse hoy como clave. Sin embargo no se ha entendido a los profesionales de los medios de comunicación como parte del proceso de recuperación y no existen marcos adecuados de trabajo con esos profesionales.

Algunas lecciones e ideas finales

En los siguiente párrafos se extraen, en opinión del que escribe este capítulo, algunas de las lecciones e ideas principales de lo que ha sido la conservación de la especie y de cuales son sus tendencias actuales.

Idea 1. De la conservación preventiva de la población en su ambiente al manejo intensivo de ejemplares.

El principal problema que está surgiendo con el cambio de concepción en la conservación que va desde el inicial planteamiento de manejo preventivo de la población de

osos a las actuales propuestas de manejo intensivo de ejemplares es que éstas se están realizando de espaldas a los principales problemas de la especie: la mortalidad y la pérdida y fragmentación del hábitat. Evidentemente el manejo intensivo de ejemplares o del hábitat puede formar parte de las políticas de conservación de una especie amenazada de extinción, pero también es posible que forme parte de una política cuyo objetivo sea soslayar las causas que impiden la existencia de una población viable de osos ("varios cientos de ejemplares y a superficies de varios miles de kilómetros cuadrados" CNPN 1999). Los objetivos de conservación planteados inicialmente en los primeros Planes de Recuperación son hoy plenamente vigentes y en cualquier caso su modificación merecen, al menos, un espacio de debate.

Idea 2. El desafío de la coordinación interinstitucional y la participación pública.

Hoy día el mundo de la conservación del oso pardo está caracterizado por una fuerte diversidad administrativa, no sólo desde el punto de vista territorial (cuatro CCAA junto con el MIMAM y la Unión Europea), sino también sectorial con numerosas herramientas de conservación presentes (Espacios Naturales Protegidos, Evaluación de Impacto Ambiental, justicia y servicios de vigilancia ambiental). Lo mismo podemos decir sobre el número de ONGs–Fundaciones privadas que desarrollan programas de gestión y conservación sobre la especie (FOP, FOA y FAPAS) y sobre el número de centros de investigación que dedican esfuerzos a su estudio (Universidad de Oviedo, Universidad de León y CSIC). Sin embargo, esta diversidad administrativa y social, que sin duda confiere riqueza a la conservación, carece de mecanismos de coordinación o de encuentro de actores, que constituyan marcos de relación y conocimiento mutuo, discusión y solución de conflictos y discrepancias, flujo de documentación, proyectos y datos. Sólo los mecanismos de coordinación científica, técnica y administrativa pueden neutralizar, como paso previo a las decisiones políticas, las tendencias de control y manipulación del diagnósticos de la situación de la población de osos y sus problemas. Y sólo esos mecanismos de coordinación pueden garantizar un ordenamiento de las actividades de los diferentes actores, evitando, por ejemplo, que las administraciones deleguen sobre terceros aspectos claves de su responsabilidad pública como son los servicios de vigilancia o el monitoreo básico de las poblaciones. Los mecanismos de coordinación, participación y consulta deben ser el espacio, el ámbito de trabajo del proceso de recuperación, mientras que la educación y los flujos de información y documentación técnica deben ser los cimientos, la base de ese trabajo.

Idea 3. El funcionamiento de los Planes y la Estrategia: sus fortalezas y debilidades.

Los Planes de Recuperación del oso pardo, las primeras normativas legales del país, representan una de las experiencias más importante en la gestión de la fauna amenazada en España. Estos Planes estuvieron asociados a importantes proyectos (económicamente hablando), a una significativa participación privada en la financiación y en el desarrollo de programas (empresas, ONGs, Fundaciones) y a una incipiente estructura administrativa dedicada de pleno a la especie (Coordinadores en algunas CCAA, asesor del MIMAM, patrullas específicas de guardas rurales,...). Los Planes de Recuperación, aunque inconcretos y generales, en un escenario de carencia de otras herramientas de conservación y de incipiente estructuración social jugaron un importante papel dinamizador de las estructuras públicas y privadas de conservación. Sin embargo, la situación actual, caracterizada por una compleja estructura administrativa y social ligada directamente a diversas labores de conservación, parece haber dejado obsoletos sus contenidos y funciones. Muchos de los mecanismos reguladores de las actividades humanas son hoy más dependientes de los Espacios Protegidos, las Directivas Europeas, o las evaluaciones de impacto ambiental (EIAs), que de las directrices que emanan de los actuales Planes de Recuperación. Sin embargo, muchos de estos instrumentos de conservación carecen de criterios claros sobre como abordar el tratamiento específico de la conservación del oso (zonificación de los Espacios Naturales, tratamiento de la especie en las EIAs, por ejemplo). Los nuevos Planes de Recuperación deberían comprender y regular estos aspectos.

Idea 4. Nuestro conocimiento científico de la población sigue siendo insuficiente.

Aunque existe un importante bagaje de conocimientos biológicos sobre la especie, la calidad de la información disponible está muy lejos de la que se ha alcanzado para otras especies amenazadas en España. Basta observar la bibliografía citada en este capítulo en comparación a la comentada, por ejemplo, en el caso del lince o del águila imperial para darse cuenta de las deficiencias científicas de la investigación osera (ver capítulos 10 y 13). La carencia de una investigación científica sólida y de calidad incrementa los errores en la identificación de objetivos y prioridades. La investigación debe entenderse no sólo como un mecanismo de adquisición de conocimientos, sino también como la herramienta de evaluación y seguimiento de las acciones y programas que se desarrollen.

Agradecimientos

Quiero agradecer los comentarios realizados a este artículo por Alberto Fernández-Gil, José Félix García-Gaona y, muy especialmente, los realizados por los editores del libro.

Bibliografía

ÁLVAREZ, M. A., J. F. GARCÍA-GAONA, J. NAVES y P. GARCÍA-MANTECA. (1997). GIS use on environmental cartography and brown bear management in Asturias. *Abstracts 11th International Conference on Bear Research and Management*. Graz, Austria.

BOBBÉ, S. (1993). Análisis etno-sociológico de la cohabitación oso/poblaciones humanas en la Cordillera Cantábrica. Pp. 271-288 *en*: J. Naves y G. Palomero (eds). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.

BRAÑA, F., J. C. CAMPO y C. LASTRA. (1979). Sobre el oso pardo en la Cordillera Cantábrica: situación actual y datos de alimentación. Pp. 91-101 *en: Actes des 1º et 2º Colloques sur la Grande Faune Pyrénéenne Universite de Pau et des Pays de L'Adour*. Pau, Francia.

BRAÑA, F., J. NAVES y G. PALOMERO. (1988). Hábitos alimenticios y configuración de la dieta del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. *Acta Biologica Montana, Série Documents de Travail* 2:27-38.

CAMPO, J. C., J. MARQUÍNEZ, J. NAVES y G. PALOMERO. (1984). Distribución y aspectos poblacionales del oso pardo (Ursus arctos) en la Cordillera Cantábrica. *Acta Biologica Montana* 4:371-381.

______ (1985). La situación de los osos cantábricos continua siendo crítica, a pesar de las medidas protectoras. *Quercus* 17: 4-6.

______ (1986a). Les dégats des ours. *Acta Biologica Montana* 6:99-103.

______ (1986b). L'ours des Monts Cantabriques. *Acta Biologica Montana* 6:93-103.

______ (1990). The brown bear in the Cantabrian Mountains. *Aquilo Serie Zoologica* 27:97-101.

CLEVENGER, A. P. (1987). El futuro de los osos de Riaño. *Quercus* 24: 4-7.

______ (1994). Sign surveys as an important tool in carnivore conservation research y management programmes. *Environmental Encounters Series. Council of Europe* 17:44-55.

CLEVENGER, A. P. y F. J. PURROY. (1988). *El oso en León*. Servicio de publicaciones. Universidad de León.

______ (1990). Ecología y conservación del oso cantábrico. *Quercus* 51: 22-31.

______ (1991). *Ecología del oso pardo en España*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales nº 4. Madrid.

______ (1996). Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear Ursus arctos population in northern Spain. *Wildlife Biology* 2:275-281.

______ (1997). Habitat assessment of a relict brown bear Ursus arctos population in northern Spain. *Biological Conservation* 80:17-22.

CLEVENGER, A. P., M. R. PELTON, F. J. PURROY y S. M. SEIJAS. (1986a). Premier radiopistage d'ours brun dans les monts Cantabriques. *Acta Biologica Montana* 6:105-107.

CLEVENGER, A. P., F. J. PURROY y M. R. PELTON. (1986b). Movimientos, selección de hábitat y pautas de actividad del oso cantábrico; datos obtenidos mediante radiotelemetría. Pp. 197-200 *en: Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España. Libro de Ponencias y Comunicaciones*. Principado de Asturias, Oviedo.

CLEVENGER, A. P., F. J. PURROY y M. SAENZ DE BURUAGA. (1987). Status of the brown bear in the Cantabrian mountains, Spain. *International Conference Bear Research and Management* 7:1-8.

CLEVENGER, A. P., F. J. PURROY y S. SAGUILLO. (1989). Ecoethologie d'un ours cantabrique: Données obtenues sur trois années de radiopistage. *Acta Biologica Montana* 9:31-38.

CLEVENGER, A. P., F. J. PURROY y M. R. PELTON. (1990). Movement y activity patterns of a European brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. *International Conference Bear Research and Management* 8:205-211.

CNPN. (1999). *Estrategia para la Conservación del Oso pardo Cantábrico (Ursus arctos) en España*. Comisión Nacional para la Protección de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

FERNÁNDEZ-GIL, A., J. NAVES, E. GARCÍA y M. DELIBES. (2001). ¿Hay correlación entre los índices de abundancia de osos pardos (Ursus arctos) en la Cordillera Cantábrica?. *Resúmenes V Jornadas SECEM*. Vitoria.

FERNÁNDEZ-VALERO, E. (1997). Estudio de la distribución del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. *Resúmenes III Jornadas SECEM*. Castelló d'Empúries, Gerona.

______ (1998). Evaluation of the brown bear population trend in the Cantabrian Mountains (NW of Spain). Pp 558 *en: Abstracts Euro-American Mammal Congress*. Santiago de Compostela.

GARCÍA-GAONA, J. F. y J. NAVES. (1999). ¿Por qué mueren los osos cantábricos?. *Biológica* 39: 10-17.

GARZÓN, P. y F. PALACIOS. (1979). Datos preliminares sobre la alimentación del oso pardo (Ursus arctos pyrenaicus, Fischer, 1899) en la Cordillera Cantábrica. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 8:61-68.

GARZÓN, P., F. PALACIOS y J. GARZÓN. (1980). Situación del oso pardo ibérico (Ursus arctos pyrenaicus Fischer, 1899). Pp. 681-683 *en: I Reunión Iberoamericana de Zoología*. La Rábida, Huelva.

Marquínez, J., J. Naves y G. Palomero. (1986). El problema de la supervivencia de las pequeñas poblaciones de oso pardo: el caso de las poblaciones cantábricas. Pp. 193-196 *en: Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España. Libro de Ponencias y Comunicaciones*. Principado de Asturias, Oviedo.

Marquínez, J., P. García-Manteca, J. Naves y A. Ruano. (1993). Aplicación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) a la metodología de análisis de la calidad del hábitat del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. Pp. 201-221 *en:* J. Naves y G. Palomero, (eds.). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.

______ (1997). Geographic information system(GIS) for the analysis of Cantabrian brown bear habitat quality. International Conference on Bear Research and Management 9: 57-66.

Naves, J. (1996). Biología del oso pardo Cantábrico. Pp: 217-239 *en* R. García-Perea, A. B. Rocío, R. Fernández-Salvador y J. Gisbert, (eds.) *Carnívoros, evolución ecología y conservación*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

______ (2003a). Viabilidad demográfica de la población cantábrica de osos pardos. Pp: 39-47 *en: La Conservación del Oso Pardo*. Federación de Servicios y Administraciones Públicas, CC. OO., Oviedo.

______ (2003b). ¿Podemos albergar una población viable de osos pardos en el norte de España?. *Resúmenes VI Jornadas SECEM*. Ciudad Real.

Naves, J. y A. Fernández-Gil. (2002). Ursus arctos Linnaeus, 1758. Pp: 282-285 *en*: DGCN, SECEM y SECEMU, (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España, Madrid.

Naves, J. y G. Palomero. (1987). La problemática supervivencia del oso pardo en España. *Vida Silvestre* 62: 2-5.

______ (1988). Tipología y características ambientales de las oseras invernales en Asturias. *Acta Biologica Montana, Série Documents de Travail* 2:15-22.

______ (1993a). Distribución del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. Pp: 35-46 *en*: J. Naves y G. Palomero, (eds.) *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.

______ (eds.). (1993b). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.

Naves, J., P. Garcia-Manteca, P. Álvarez-Uría y A. Ruano. (1996). Geographical Information System Applied to the Research of Species in Danger of Extinction. The brown bear case. Pp. 786-790 *en: Proceedings 17th Int. Cartogr. Conf. 10th Gen. Assembly of ICA. Cartography Crossing Borders*. Barcelona.

Naves, J., P. Garcia-Manteca y A. Fernández-Gil. (1997). Incidence of human activities on brown bear (Ursu arctos) habitat use in Somiedo (NW Spain). Pp. 49 *en: Abstracts 11th International Conference on Bear Research and Management*. Grazz, Austria.

NAVES, J., A. FERNÁNDEZ-GIL, F. GARCÍA-MARÍN y M. DELIBES. (1999a). Brown bear death related to capture myopathy and Clostridum Chauveoi Toxaemia (SomiedoNatural Park, Spain). *Abstracts 12th International Conference on Bear Research and Management*. Romania.

NAVES, J., F. GARCÍA-MARÍN, J. F. GARCÍA-GAONA y M. DELIBES. (1999b). Muerte de un Oso Pardo (Ursus arctos) debido a miopatía de captura y toxemia por Clostridium chauveoi (Parque Natural de Somiedo, Asturias). *Resúmenes IV Jornadas SECEM*. Segovia.

NAVES, J., T. WIEGAND, A. FERNÁNDEZ-GIL y T. STEPHAN. (1999c). *Riesgo de extinción del oso pardo cantábrico. La población occidental*. Fundación Oso de Asturias, Oviedo.

NAVES, J., A. FERNÁNDEZ-GIL y M. DELIBES. (2001a). Effects of recreation activities on a brown bear family group in Spain. *Ursus* 12:135-139.

NAVES, J., A. FERNÁNDEZ-GIL y C. POLLO. (2001b). Evaluación del impacto de la mina a cielo abierto de Cerredo (Degaña, Asturias), sobre un núcleo de osos pardos. *Resúmenes V Jornadas SECEM* Vitoria.

NAVES, J., A. FERNÁNDEZ-GIL, M. RUÍZ-BASCARÁN, J. F. GARCÍA-GAONA, J. C. CAMPO y M. DELIBES. (2001c). Rescate y retorno a estado salvaje de un oso pardo en Asturias (España). *Galemys* 13:85-92.

NAVES, J., T. WIEGAND, E. REVILLA y M. DELIBES. (2003). Endangered species constrained by natural y human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology* 17:1276-1289.

NORES, C. (1988). Reducción areal del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. *Acta Biologica Montana, Série Documents de Travail* 2:7-14.

NORES, C. y J. NAVES. (1993). Distribución histórica del oso pardo en la Península Ibérica. Pp. 13-33 *en*: J. Naves y G. Palomero, (eds.) *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.

NOTARIO, R. (1964). *El oso pardo en España*. SNPCCPN. Ministerio de Agricultura, Madrid.

______ (1970). *El oso pardo en España* (2ª edición). SNPCCPN. Ministerio de Agricultura, Madrid.

PALOMERO, G. (1984). Sobre la evolución reciente de las poblaciones de urogallo cantábrico (Tetrao urogallus L.) y oso pardo (Ursus arctos L.) en Cantabria. *Anales del Instituto de Estudios Agropecuarios* 6:45-54.

PALOMERO, G., A. FERNÁNDEZ-GIL y J. NAVES. (1993). Demografía del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. Pp. 55-72 *en*: J. Naves y G. Palomero, (eds.). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

PALOMERO, G., M. AYMERICH, A. CALLEJO, J. F. GARCÍA-GAONA, J. RASINES y E. ROY. (1995). Brown bear conservation in the cantabrian mountains (Spain): recovery plans. Pp. 399-407 *en:*

Proccedings 9th International Conference Bear Research y Management, 1992. Grenoble, Francia.

PALOMERO, G., M. AYMERICH, A. CALLEJO, J. F. GARCÍA-GAONA, J. RASINES y E. ROY. (1997a). Recovery plans for brown bear conservation in the Cantabrian Mountains, Spain. *International Conference on Bear Research and Management* 9:13-17.

PALOMERO, G., A. FERNÁNDEZ-GIL y J. NAVES. (1997b). Reproductive rates of brown bears in the Cantabrian Mountains, Spain. *International Conference on Bear Research and Management* 9:129-132.

PURROY, F. J., A. P. CLEVENGER, L. COSTA y M. SAENZ DE BURUAGA. (1988). Demografía de los grandes mamíferos (jabalí, corzo, ciervo, lobo y oso) de la RNC de Riaño: análisis de la predación e incidencia en la ganadería. Pp. 375-387 *en: Congreso de Biología Ambiental. II Congreso Mundial Vasco*. Servicio Editorial Universidad del País Vasco, Gobierno Vasco, Universidad de Leioa, Bizkaia.

REY, I., I. DOADRIO, G. PALOMERO, P. TABERLET y L. WAITS. (2000). Individualización, determinación del sexo y variabilidad genética del núcleo oriental de oso pardo de la Cordillera Cantábrica. Pp: 23-32 *en*: J. Layna, B. Heredia, G. Palomero y I. Doadrio, (eds.) *La conservación del oso pardo en Europa: un reto de cara al siglo XXI*. Series Encuentros nº 1. Fundación Biodiversidad, 1998. Fuentes Carrionas, Palencia.

SECEM. (2001). *Alegaciones al Decreto por el que se revisa el Plan de Recuperación del oso pardo (Ursus arctos) en el Principado de Asturias*. Sociedad Española de Conservación y Estudio de Mamíferos.

SEIJAS, S. M. 1984. Datos preliminares sobre el oso pardo en Riaño. Pp. 315-321 *en: Jornadas de Estudio Sobre la Montaña*. Asociación para el Estudio y Protección de la Naturaleza, URZ, Riaño, León (España).

TORRENTE, J. P. (1999). *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias*. Fundación Oso de Asturias, Oviedo.

VIGIL, A.C. (1998). *Informe del furtivismo en áreas oseras de Asturias*. Agrupación de Guardas Rurales del Principado de Asturias (AGRUPA), Asturias.

WIEGAND, T., J. NAVES, T. STEPHAN y A. FERNÁNDEZ-GIL. (1997). Individual based computer simulations for analyzing population trends of the Cantabrican brown bear population. Pp. 75 *en: Abstracts 11th International Conference on Bear Research and Management*. Graz, Austria.

______ (1998). Assessing the risk of extinction for the brown bear (Ursus arctos) in the Cordillera Cantábrica. *Ecological Monographs* 68:539-570.

ANEXO 1

	Protección del hábitat	Lucha contra el furtivismo	Pago de daños	Seguimiento población	Educación ambiental	Estudios	Total
Galicia	100,0	30,5	8,0	-	1,0	-	148,0
Asturias	357,5	82,5	99,2	8,8	60,5	98,0	706,3
Castilla-León	-	23,9	28,5	22,2	22,3	3,5	100,4
Cantabria	-	72,0	12,5	-	40,0	8,7	133,3
Total	457,5	208,9	148,2	31,0	131,3	111,2	1.087,0

Anexo 1. Proyecto *LIFE* (1992) "*Acciones para la conservación del oso pardo y su hábitat en la Cordillera Cantábrica*" (75% UE, 12,5% Estado y 12,5% Comunidades Autónomas). Previsión de gastos en millones de pesetas.

ANEXO 2

ASTURIAS (millones de pts)	Inversiones totales 1992-1997		Inversiones previstas LIFE
Protección del hábitat Compra de terrenos	• Somiedo • Narcea • Pumar	30 30 141,2	357,7
Protección del hábitat Restauración	• Huerna[1] • Muniellos • Otras	206 99,5 9,5	
Lucha contra el furtivismo	• Patrulla oso / vigilancia	51	82,5
Pago de daños	• Oso • Lobo	22,3 139,8	99,2
Educación ambiental y divulgación	• Casa del oso y cercado • Campaña FOA "SOS" • FOA • Otros	199,9 290,5 120 4	60,5
Estudios y seguimiento poblaciones	• Cartografía temática • Proyectos MIMAM • Proyecto radio-marcaje 1997-99 • Otros	93 65,8 53 56,2	106,8
Gestión, reuniones, comisiones	• Asturias, MIMAM	20	-
TOTAL		1634,7	706,3

[1] Faltan por invertir 284 millones de pts.

Anexo 2. Proyecto *LIFE* (1992) "*Acciones para la conservación del oso pardo y su hábitat en la Cordillera Cantábrica*" (75% UE, 12,5% Estado y 12,5% Comunidades Autónomas). Inversiones, en millones de pesetas, realizadas en el ámbito del Principado de Asturias por la propia administración regional y por el MIMAM (septiembre de 1992-diciembre 1997).

ANEXO 3

Proyecto LIFE (1992-1997) Fundación Oso Pardo (FOP) "*Acciones para la conservación del oso pardo y su hábitat en la Cordillera Cantábrica. España*" (toda la Cordillera Cantábrica). Inversión 96 millones de pesetas / 576,971 € (75% UE)
Proyecto LIFE (1998-2001) Fundación Oso Pardo (FOP) "*Conservación de los núcleos reproductores de oso pardo cantábrico*" (toda la Cordillera Cantábrica). Inversión de 623,283 € (70% UE)
Proyecto LIFE (1998-2002) FAPAS "*Programa de conservación del oso pardo en colaboración con sociedades privadas de caza*" (Asturias). Inversión de 754,979 € (75% UE)
Proyecto LIFE (1999-2002) Castilla y León-Galicia. "*Proyecto Ancares-Alto Sil. Gestión Coordinada de dos LICs contiguos*". (Sector occidental de la Cordillera Cantábrica). Castilla y León: inversión de 861,364 € (50% UE). Galicia: inversión de 1,008,597 € (50% UE)
Proyecto LIFE (2001-2005) Fundación Oso Pardo (FOP). "*Oso cantábrico y lucha contra el furtivismo*" (Asturias). Inversión de 339.560 € (50% UE)

Anexo 3. Otros proyectos LIFE desarrollados en la Cordillera Cantábrica relacionados con la conservación del oso pardo

13

ENSAYO DE RECUPERACIÓN DE UNA ESPECIE EN SITUACIÓN CRÍTICA

El caso del lince ibérico

Miguel Delibes de Castro y Javier Calzada

El lince ibérico es actualmente el felino más amenazado del mundo. Pero se trata de una situación anunciada. Hace casi veinte años, en 1986, expertos internacionales dieron un categórico "parte" sobre su estado de conservación: Estaba "amenazado" de extinción (IUCN Conservation Monitoring Centre 1986). En esa gravedad coincidieron pronto otros muchos especialistas. Se declaró "en peligro de extinción" en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/90), como "especie prioritaria" y "estrictamente protegida" por la Directiva 92/43/CEE, y "en peligro de extinción" en las Comunidades Autónomas (CCAA) de Madrid (Decreto 18/1992), Castilla La Mancha (Decreto 33/1998), Extremadura (Decreto 37/2001), y Andalucía (Ley 8/2003). Por si fuera poco, el diagnóstico de 1986 se repitió con tintes cada vez más sombríos en 1988, 1990, 1994 y 1996 (IUCN Conservation Monitoring Centre 1988; IUCN 1990; Groombridge 1994; Baillie y Groombridge 1996), para acabar señalando al lince ibérico como el único felino del mundo perteneciente a la Categoría 1, de máxima prioridad conservacionista, dentro del ranking global de vulnerabilidad (Nowell y Jackson 1996).

A fuer de sinceros, de todos modos, dónde esté catalogado el lince no es lo peor, pues muchas veces eso depende de modas, presiones más o menos políticas o, simplemente, de la información disponible. Lo más preocupante es que pese a tantas advertencias el "enfermo siga empeorando". El último "parte" de los mismos expertos internacionales lo cataloga como "en peligro **crítico** de extinción" (IUCN 2002). ¿Qué ha ocurrido, pues, en estos veinte años?; ¿quizás no se ha podido diagnosticar correctamente la enfermedad de la especie?; ¿o será que el enfermo no ha respondido al tratamiento?; ¿acaso han faltado los medios para salvarlo?; ¿o será que los equipos médicos no se han puesto de acuerdo a la hora de utilizarlos? Pero, sobre todo, la pregunta fundamental es: si

aún puede salvarse, ¿qué debemos cambiar para que ocurra? ¿En qué sentido debemos "adaptar" nuestro trabajo, una vez comprobado que por el momento los resultados no han sido buenos? Intentar responder a tantos interrogantes exige que analicemos cómo han transcurrido los hechos hasta ahora, que revisemos en líneas generales el "historial clínico". Además, puesto que los autores de este capítulo hemos sido, y aún somos, parte activa en el proceso, debemos hacerlo con espíritu crítico: si el lince no ha mejorado ha de ser, al menos en parte, porque todos hemos fallado.

Quién es y cómo vive el lince ibérico, así como los "males" que padece, son aspectos descritos tan a menudo (se puede consultar un magnífico resumen en Rodríguez 2004) que apenas les dedicaremos atención. Analizaremos, en cambio, por qué está tan amenazado, lo que se ha hecho y no se ha hecho hasta ahora para mejorar la situación, si se ha planificado cómo abordar el problema y si se han aplicado y evaluado los planes. Revisaremos qué cosas han fallado e intentaremos extraer algunas lecciones sobre cómo encarar la importante tarea de conservar a la especie.

El lince ibérico como enfermo crónico

Hemos comentado que el lince ibérico es la especie de felino más amenazada del mundo, y ello podría llevarnos a la conclusión de que a ninguna otra se le ha tratado tan mal por parte de los humanos. Sería un error. Si repasamos los cuatro criterios de vulnerabilidad utilizados por Nowell y Jackson (1996) descubriremos que gran parte del riesgo de extinción de la especie depende de algunas de sus características peculiares, que no podemos cambiar. Así, el primer criterio de vulnerabilidad es la especialización, sobre todo de hábitat (cuanto más especialista, más vulnerable) y el lince ibérico es un especialista estricto ligado al monte mediterráneo (Palomares *et al.* 2000, Fernández *et al.* 2003) y además es también un especialista trófico estricto que requiere abundancia de conejos, de los que se alimenta, para establecer territorios de cría (Delibes 1980, Palomares 2001, Calzada 2002). El segundo criterio de vulnerabilidad utilizado por los expertos de la UICN es la amplitud del rango de distribución natural: a menor área ocupada, mayor riesgo de extinción. En este sentido el lince ibérico, restringido históricamente a España y Portugal (Rodríguez y Delibes 1992), tiene un área de distribución enormemente limitada en relación con la de otros felinos silvestres (por ejemplo, sería casi 200 veces menor que la del lince euroasiático, de acuerdo con las estimaciones de Nowell y Jackson en 1996). El tercer criterio de vulnerabilidad se refiere al tamaño: los felinos más grandes serían más vulnerables que los de talla pequeña, aunque sólo fuera porque sus requerimientos espaciales han de ser mayores

y, en consecuencia, su abundancia numérica más baja. En este punto el lince ibérico no es especialmente sensible, al ser considerado como de tamaño medio (de hecho, al cuantificar la vulnerabilidad para el "ranking" de la UICN, ni se le suman ni se le restan puntos como consecuencia de su tamaño). Sólo el cuarto criterio de vulnerabilidad se refiere a las amenazas directas por parte de los humanos, y en particular a la persecución activa.

Si pasamos revista, pues, a los criterios que han hecho del lince ibérico la especie de felino más amenazada del mundo, veremos que en tres de los cuatro utilizados no podemos influir, pues corresponden a rasgos de la especie que no está en nuestra mano modificar, a saber: especialización ecológica, tamaño del área de distribución y talla corporal. ¿Qué quiere decir esto? Pues muy sencillo: supone, nada más y nada menos, que por mucho éxito conservacionista que tengamos el lince ibérico nunca dejará de ser uno de los gatos más vulnerables del mundo. Existen limitaciones biológicas y evolutivas a su recuperación.

Repitiendo estos mismos argumentos, Miguel Ferrer y Juanjo Negro (2004) han subrayado recientemente que tanto en el caso del lince ibérico como en el del águila imperial ibérica los objetivos de los Planes de Recuperación no pueden incluir eliminar el riesgo de extinción de esas especies, puesto que sus poblaciones siempre "han sido y son crónicamente escasas". Nuestra aspiración, por tanto, debe limitarse a mantenerlas en la naturaleza, donde siempre requerirán "cuidados especiales". De esta evidencia podrían extraerse, tal vez, dos conclusiones importantes. Por un lado, la recuperación de especies en peligro está muy relacionada con características biológicas propias de cada especie, de manera que fórmulas que funcionan muy bien con unas pueden ser de todo punto inútiles con otras. Por otro, la recuperación del lince ibérico, dadas sus características, es objetivamente muy complicada, de forma que ya sólo eso, al margen de cómo se hayan hecho las cosas, explica en parte los malos resultados de las acciones desarrolladas hasta ahora. Pero, por supuesto, la mencionada dificultad implica únicamente una mayor exigencia, no que se deba renunciar a la conservación de la especie y mucho menos que debamos darla por perdida de antemano.

De enfermo crónico a enfermo crítico

Pero como hemos dicho el enfermo crónico ha entrado en estado crítico (IUCN 2002). Utilizando unos criterios numéricos explícitos, objetivos y universales, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza explicó en 2002 que el lince ibéri-

co estaba en "peligro critico" de extinción por los motivos CR C2a(i), complicada serie alfanumérica que significa concretamente que quedan menos de 250 ejemplares reproductores en el mundo, y que además están inmersos en un declive continuo (debido a la pérdida y el deterioro tanto de su hábitat como de su presa principal), y que además ninguna de sus poblaciones alberga más de 50 individuos reproductores.

Admitiendo que quizás el lince ibérico nunca pueda estar libre de problemas de conservación, que siempre va a ser un enfermo crónico, debemos aspirar a que desaparezca el actual peligro inminente (el peligro crítico) de desaparecer, y devolverlo a la categoría que en tiempos tuvo de "especie amenazada" (EN), si no a la de "especie vulnerable" (VU), la menos mala de todas las categorías de amenaza de la UICN. Tenemos que conseguir que, pese a su mal congénito (que no es otro que el de ser un especialista de distribución restringida), sea un enfermo crónico que lleve una existencia digna.

¿Ha servido para algo la investigación?

Si ha sido posible catalogar al lince como una especie muy vulnerable, detectando su especialización y su reducida área de distribución, entre otras cosas, ha sido gracias a la investigación científica. No hemos de olvidar, por ejemplo, que hace menos de 30 años el lince ibérico era considerado por muchos autores como una mera subespecie de pequeño tamaño del lince euroasiático (Corbet 1978), mientras que otros lo consideraban una verdadera especie, pero distribuida por todo el sur de Europa y Asia central (Van der Brink 1970). En ambos casos, como fácilmente puede comprenderse, el riesgo de desaparición, al menos a escala de especie, hubiera sido mucho menor. Han sido criterios paleontológicos (Werdelin 1981), morfológicos (García Perea 1991) y genéticos (Beltrán *et al.* 1996, Johnson *et al.* 2004) los que han hecho posible establecer lo que hoy se considera obvio: que se trata de una especie perfectamente caracterizada, probablemente con millón y medio de años de antigüedad, restringida (al menos en los últimos miles de años) a la Península Ibérica.

Este papel de la investigación para "fijar" el objetivo a conservar (o recuperar) puede extenderse también a las diversas facetas de la ecología de la especie. Sobre la biología y la ecología del lince ibérico se tiene un conocimiento muy sólido, que proviene en su mayor parte del estudio científico de la especie. Lo que ahora se considera elemental (que los linces comen conejos, viven en el matorral, crían sobre todo en primavera, alumbran dos o tres cachorros y tienen áreas de campeo exclusivas para los

miembros del mismo sexo, por citar algunos ejemplos), antes de resultar evidente ha sido descrito, estudiado y evaluado de acuerdo con los modos y estándares del método científico. Otro tanto se puede decir de lo que atañe a los patrones reproductores, las rutas de dispersión y las causas de mortalidad. Durante el radio-rastreo de linces en Doñana, por ejemplo, se pudo estimar cuantitativamente la importancia para la dinámica poblacional de la especie de los atropellos en carretera, las muertes en cepos, lazos o por disparos, e incluso algunas otras pérdidas por causas de todo punto insospechadas, como los ahogamientos en pozos de riego, que acontecían sobre todo a los jóvenes dispersantes (Ferreras *et al.* 1992). En Sierra Morena, en cambio, donde el esfuerzo de investigación ha sido mucho menor, no se conoce bien el destino de los jóvenes que nacen cada año, pese a que deben sufrir una mortalidad muy elevada.

La investigación sobre el lince ibérico ha dado lugar a numerosas publicaciones, tanto en el ámbito estrictamente científico, como en el técnico y de divulgación. Peter Jackson, por ejemplo, que fue presidente del Grupo de especialistas en felinos de la UICN, opinó en su día que se trataba de "uno de los gatos de pequeño tamaño más y mejor estudiado del mundo". Si la UICN ha podido llamar internacionalmente la atención sobre su situación se debe en gran medida a la ciencia. Resulta fuera de lugar, por tanto, postular, como a veces se ha hecho, que los científicos no han aportado nada a la conservación de la especie. Ahora bien, ¿quiere eso decir que la investigación y los investigadores no podrían haber hecho algo más para evitar la delicada situación por la que el lince atraviesa? En modo alguno. Ha habido, y hay, numerosas lagunas de conocimiento que de haber sido resueltas a tiempo habrían ayudado mucho a conservar la especie. Una de las principales carencias en este sentido ha sido que la información no ha estado siempre disponible cuando ha hecho más falta, pues se ha ido obteniendo más bien por detrás que por delante de las necesidades de conservación. De alguna manera es como si la ciencia médica diagnosticase acertadamente una gripe, pero cuando al paciente ya se le ha complicado esta gripe con una fiebre alta y una neumonía.

Tal vez el mejor ejemplo de cuanto estamos diciendo se refiera a los estudios sobre la distribución y abundancia de la especie. El lince es una criatura elusiva y discreta que, por si fuera poco, vive en zonas con abundante vegetación; por eso cuesta mucho verlo e incluso, cuando se consigue, a menudo lo es fugazmente y puede ser confundido con otros carnívoros. Eso ha hecho que durante mucho tiempo las muertes de ejemplares por disparos o en carreteras y las capturas más o menos ocasionales en lazos y cepos (por parte, por ejemplo, de los antiguos ceperos profesionales de conejos) fue-

ran la única evidencia segura de la presencia de linces. Ya a principios del siglo XX se conocía que las capturas eran escasas y sólo ocurrían en el suroeste de la Península, lo que obligaba a pensar que la especie estaba en regresión (Cabrera 1914). Aunque desde mediados de los sesenta existieron intentos para estimar más precisamente su distribución, generalmente recurriendo a la información proporcionada por cazadores y tramperos (e.g. Valverde 1963), solamente en la segunda mitad de la década de 1980 se llevó a cabo el primer intento riguroso y sistemático de estimar la situación de la especie, promovido por el antiguo ICONA (actualmente en el Ministerio de Medio Ambiente). Fue realizado por Alejandro Rodríguez y Miguel Delibes y publicado unos años después (Rodríguez y Delibes 1990).

El problema de los autores citados es que tuvieron que recurrir a las mismas fuentes de información que se habían usado antes, con el doble agravante además de que, por un lado, a medida que los linces escaseaban los datos disponibles también disminuían y, por otro, al estar el lince (afortunadamente) cada vez más protegido legalmente, los que tenían información la ocultaban con el mayor celo. Aún así, Rodríguez y Delibes (1990) enviaron más de 4000 encuestas postales, recorrieron miles de kilómetros por el área de distribución histórica hablando con cientos de personas, recopilaron multitud de fotos antiguas, restos de cráneos y pieles, registros de trofeos y animales disecados, etc. De ese modo consiguieron reconstruir de forma más o menos precisa el proceso de rarificación del lince ibérico entre 1960 y 1985, aproximadamente. Aunque diversas fuentes atestiguan que el lince había ocupado en algún momento toda la península, hacia 1960 prácticamente sólo se mantenía en el suroeste, ocupando unos 57800 km^2. En 1980-1988 se estimó que el área de ocupación con presencia estable de la especie, y dónde ocurría la reproducción regularmente, era tan sólo de 11700 km^2. El lince se encontraba disperso en 48 núcleos de tamaño desigual, agrupables en nueve metapoblaciones muy probablemente aisladas genéticamente entre sí. Se calculó que quedaban entre 880 y 1150 ejemplares adultos y subadultos, de los que no más de 350 eran hembras reproductoras (ver detalles en Rodríguez y Delibes 1990).

Esta información, muy valiosa en su momento y tal vez la mejor posible entonces, resultó muy útil para reclamar una mayor atención sobre la grave situación de la especie (su área de distribución en España habría disminuido un 80% en poco más de veinte años) y sirvió a la UICN y al resto de la comunidad conservacionista internacional para hacer sus diagnósticos. Pero la aproximación de Rodríguez y Delibes (1990) tenía un serio problema a la hora de ser aplicada: requería mucho esfuerzo y

proporcionaba a cambio una información de "grano grueso", tanto en el tiempo como en el espacio, que resultaba de utilidad limitada para la conservación que probablemente se necesitaba, de carácter urgente y muy localizada. El atropello de un lince en el norte de Cáceres, por ejemplo, tanto podía significar la existencia de una población de la especie allí como la presencia circunstancial de un solo ejemplar dispersante, tal vez nacido a decenas de kilómetros, que había tenido mala suerte. Además, con toda probabilidad un accidente así tardaría años en volver a ocurrir, si es que ocurría, de manera que sólo tenía sentido repetir la aplicación del método en periodos largos que permitieran la acumulación de suficientes casos (dicho de otro modo, la ausencia de atropellos en varios años ni niega ni confirma la presencia de linces).

En los años noventa, por tanto, ya contábamos con que había pocos linces, pero no teníamos herramientas para saber si seguían existiendo en los mismos lugares que diez años antes, y tampoco si la tendencia de sus poblaciones continuaba siendo regresiva o había cambiado. Aunque distintas Comunidades Autónomas, ya entonces responsables de la gestión de la fauna silvestre, encargaron estimas de población regionales usando la metodología de Rodríguez y Delibes (1990), como cabía esperar (recuérdese el "grano grueso" de la información resultante) los resultados apenas difirieron de los conocidos unos años antes. Esa situación, entre otras, hizo que en el proyecto LIFE "Actuaciones para la Conservación del Lince Ibérico (*Lynx pardina*)", financiado por la Unión Europea entre los años 1994 y 1996 (del que fueron beneficiarios las cinco Comunidades Autónomas con lince y dos organismos de la Administración Central, el antiguo Instituto para la Conservación de la Naturaleza-ICONA y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas-CSIC), se trabajara para mejorar la reproducción y supervivencia de los linces en muchos lugares donde probablemente ya no quedaba ningún ejemplar, aunque por falta de medidas de diagnóstico no se supiera.

En definitiva, la investigación sobre el lince es y ha sido útil (como continuaremos viendo a lo largo del capítulo), pero también ha mostrado limitaciones (no siempre achacables a los científicos, todo hay que decirlo) que han menoscabado la capacidad de actuación de los gestores conservacionistas. O quizás se podría plantear de otra manera; la información era buena, seguramente la mejor posible, pero no valía para lo que pretendía utilizarse (algo parecido podría decirse de lo que ocurre hoy con la dispersión juvenil en Sierra Morena; sabemos que los linces dejan las áreas natales, y el radio-rastreo desarrollado en los años noventa sugiere que padeciendo una alta mortalidad, pero no conocemos el proceso con el suficiente detalle como para indicar qué medidas de conservación deberían practicarse y en dónde).

¿Y dónde quedan linces?

Trabajando completamente al margen el uno del otro, a pesar de coincidir físicamente en Doñana, Paco Palomares y Pablo Pereira buscaban a finales de los noventa alguna manera más fina de conocer en tiempo real dónde había linces y dónde no. Ambos entendían que ésa era la única forma de evaluar la situación en tiempo y modo para saber reorientar adaptativamente las actuaciones de conservación. Junto al equipo del Laboratorio de Ecología Molecular de la Estación Biológica de Doñana, el primero puso a punto un marcador genético específico que permite diferenciar, a través del análisis del ADN mitocondrial, las heces de lince ibérico de las de cualquier otra especie (Palomares *et al.* 2002). El segundo, por su parte, trabajando en el Parque Nacional de Doñana, utilizó la orina de linces cautivos para atraer a los del campo hacia cámaras fotográficas que se disparaban cuando el animal pisaba una planchuela. La fotografía de un lince, ni que decir tiene, prueba la existencia de la especie, pero además las peculiaridades del diseño del pelaje pueden ayudar a distinguir a unos individuos de otros.

Con estas nuevas herramientas en la mano, desde el Grupo de Trabajo del Lince, coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente, se auspició la realización de un nuevo censo en el que participaron todas las Comunidades Autónomas, recogiendo y analizando masivamente excrementos y distribuyendo en el campo cebos de orina y cámaras de fotos. El trabajo recibió la denominación poco precisa de "censo-diagnóstico" y sus resultados fueron presentados con ocasión del Primer Seminario Internacional sobre el Lince Ibérico celebrado en la ciudad jienense de Andújar (Dirección General de Conservación de la Naturaleza 2002). Para los conservacionistas, estos resultados fueron desalentadores. Con seguridad, se obtuvieron evidencias de lince (fotos y excrementos) tan sólo en un área de unos 2400 km^2, en 24 de las 388 cuadrículas de 10x10 km^2 prospectadas. Ello suponía que tan sólo quedaban, y al parecer quedan, dos metapoblaciones totalmente aisladas la una de la otra en donde el lince aún vive y se reproduce (Cardeña-Andújar y Doñana). De modo orientativo se estimó la población en menos de 200 individuos y no más de 35 hembras reproductoras.

Si entre 1960 y 1980 el lince había perdido un 80% de su área de distribución, entre 1980 y el año 2000 había ocurrido otro tanto. Los nuevos métodos permitieron detectar que trabajar por la conservación del lince apoyados en el antiguo censo, como habitualmente se hacía, estaba desenfocado, pues la realidad era bastante peor. Volviendo al símil del principio, los médicos estuvieron tratando a un enfermo que había empeorado sustancialmente sin que ellos fueran capaces de detectarlo.

De todos modos, podría pensarse que, aunque tarde, las cosas se habían arreglado, pues ya se disponía de los métodos precisos para hacer un seguimiento cercano de los últimos linces ibéricos del mundo. Es una visión demasiado optimista. Se ha mejorado mucho, es cierto, pero aún persisten incertidumbres. Con carácter general, el análisis genético de excrementos puede sobrestimar la presencia de linces, mientras que las cámaras de disparo automático pueden subestimarla. ¿Por qué razones? Si los análisis de laboratorio están bien hechos, ajustándose a los procedimientos publicados, la asignación específica de un excremento determinado al lince ibérico es indiscutible. Sin embargo, ese excremento puede corresponder a un ejemplar aislado que ha pasado por el lugar semanas, o incluso meses, atrás, de forma que no ayuda a detectar a una población superviviente; peor aún, podría ocurrir que se tratara de un excremento colectado originariamente en otro lugar, pero de cuya procedencia alguien ha informado engañosamente por razones oscuras. Sea por lo que sea, en los últimos años se ha mencionado la localización de excrementos de lince en las riberas del Guadiana de Portugal, en la Sierra Norte de Sevilla, en distintos lugares de los Montes de Toledo, en Cáceres, en Albacete, en Salamanca, etc., pero hasta la fecha en ninguna de estas áreas ha logrado probarse la existencia de una población reproductora, por exigua que fuera. En cuanto a las cámaras de fotos, su efectividad nunca ha sido contrastada de forma objetiva, que sepamos, así que se ignora si con las cámaras se detecta de diferente manera a los distintos sexos o edades, o si varía de unos momentos del año a otros, o qué error se comete al estimar la abundancia de linces con éste método. Sí que parece, en todo caso, que se trata de un procedimiento eficaz en distancias cortas, cuando y donde se conoce de antemano que existen linces, pero mucho menos para detectar su presencia en áreas amplias poco exploradas.

Desafortunadamente, entonces, aún no es posible hacer un seguimiento fino de la situación de los linces, aunque se trabaja para ello (José Antonio Godoy y Ana Píriz desarrollan en la Estación Biológica de Doñana un procedimiento para reconocer individuos a partir del ADN nuclear en los excrementos, lo que debería facilitar las cosas). A la hora de seguir nos interesa fijarnos, sin embargo, en un pequeño matiz que señalábamos al comienzo de este apartado. Aunque ambos buscaban un método para detectar la presencia de linces, Palomares y Pereira trabajaron independientemente el uno del otro. ¿Sugiere esto que no siempre se han sumado todas las fuerzas para intentar salvar al lince? ¿Acaso distintos equipos médicos han tratado al enfermo cada uno por su cuenta, aplicando su propia receta sin contar con las de los demás? Aún a riesgo de simplificar en exceso las cosas, o incluso de convertirlas en mera caricatura, merece la pena dedicar algo de espacio a esta cuestión.

¿Quién ha ejercido el liderazgo en la conservación del lince?

Cualquier proceso de conservación (o de cualquier otro tipo) requiere de un liderazgo, de alguien que marque las fases y los tiempos, diseñe las tácticas y estrategias, coordine a los actores, reoriente adaptativamente las tácticas y los objetivos parciales a medida que se va avanzando, etc. ¿Quién o quiénes han actuado como líderes en el proceso, si existe, de recuperación del lince ibérico?

Mediados los años ochenta del siglo XX ya se estaban radio-rastreando linces en Doñana. Por primera vez se apreció entonces que gran parte del Parque Nacional no estaba ocupado por ejemplares reproductores, tal vez porque escaseaban los conejos y porque muchos linces morían atropellados o víctimas de cepos y lazos. A iniciativa de los investigadores se propuso entonces un Plan de Manejo del Lince en el Parque Nacional de Doñana, que debería intentar aumentar la capacidad de carga del parque (con manejo del hábitat y repoblaciones de conejos) y disminuir la mortalidad de origen antropogénico (Delibes *et al.* 1986). Tardó unos años en redactarse, pero el citado Plan entró en vigor en 1988 (ICONA-EBD 1988).

Aún cuando el Plan de Manejo del Lince en Doñana era, y es, un plan de gestión para ser ejecutado en su mayor parte por los técnicos del Parque Nacional, lo cierto es que, consciente o inconscientemente, la responsabilidad última sobre el estado de conservación en el que se encontraba la especie se hacía recaer en los investigadores. A lo largo de toda la década de los noventa no fue raro oír que el lince necesitaba más conservación y menos investigación. Con una peculiaridad muy curiosa: ¡quiénes lo aseveraban con más frecuencia eran precisamente los mismos que debían desarrollar las acciones de conservación y, o no lo estaban haciendo, o si lo hacían no estaban dando el resultado deseado!. Se estaba produciendo una extraña fractura entre colectivos. Tal vez el equipo de investigación acumulaba demasiado protagonismo, o quizás el éxito de su trabajo hacía difícil para otros colectivos sumarse a la tarea de conservar al lince. Se diría que los gestores percibían "algo" que les intimidaba, cuando no incapacitaba, para actuar. Pero al mismo tiempo, la situación se planteaba como si investigación y conservación fueran incompatibles, como si hubiera que escoger entre lo uno o lo otro. Tal vez por eso, al mismo tiempo que el Parque Nacional de Doñana y el Ministerio de Medio Ambiente empezaban a presentar en público a sus propios "expertos en linces", comenzaron a dificultar la tarea de los estudiosos de la especie, que llegamos a ser denunciados judicialmente y encontramos todo tipo de trabas para continuar con el trabajo (de hecho, como consecuencia de estas presiones la investigación de campo sobre el lince en Doñana prácticamente se redujo a cero entre 1999 y 2003).

Probablemente esa dificultad (por parte de todos) para conformar una estructura organizativa multidisciplinar, con diferentes equipos capaces de entenderse y de trabajar juntos, ha sido un importante lastre en la conservación del lince. De alguna manera es como si los distintos colectivos (administrativos o gremiales) se hubieran dado sucesivamente oportunidades, pero de uno en uno, raramente en conjunto: “Los investigadores ya habéis tenido vuestro turno y la situación no ha mejorado; ahora nos toca a los técnicos”, por ejemplo; o: “El Ministerio de Medio Ambiente no ha tenido éxito; ahora es el momento de las Comunidades Autónomas”. De nuevo pueden encontrarse en esta situación muchos paralelismos con la medicina: “El tratamiento farmacológico no ha dado resultado; ahora le toca el turno a la cirugía”; o bien: “El médico del Seguro no ha resuelto el problema; nos vamos a la medicina privada”.

Pero, entre tanta disputa, ¿quién debería, en realidad, tomar sobre sí la responsabilidad del liderazgo en la conservación del lince ibérico?, ¿los investigadores?, ¿los técnicos de Parques Nacionales o del Ministerio de Medio Ambiente? Aunque la respuesta pueda sorprender, ni los unos ni los otros, por más que ambos (y muchos otros) tengan un papel capital. De acuerdo con la legislación española, la conservación de las especies amenazadas es una competencia transferida a las Comunidades Autónomas.

Las Comunidades Autónomas y los Planes de Recuperación

A comienzos de la década de 1990 varias circunstancias hicieron suponer que era un momento de la historia de España muy favorable para cambiar el destino del lince ibérico. Por un lado, se contaba con el valioso censo de Rodríguez y Delibes (1990), que tanto había movido las conciencias conservacionistas nacionales e internacionales (la UICN consideraba a la especie como “amenazada”). Por otro, acababa de aprobarse la primera ley conservacionista del Estado español (la Ley 4/1989, de 27 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres). Tal y como venía contemplado en la citada Ley, un año más tarde apareció el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 439/1990), en el que figuraba el lince como especie “en peligro de extinción”. Ello exigía de cada Comunidad Autónoma “la redacción de un Plan de Recuperación, en el que se definan las medidas necesarias para eliminar tal peligro de extinción”. ¡La redacción de un Plan que “curase” a la especie! Y nada más y nada menos que ¡un Plan por cada Comunidad Autónoma!, Planes que, para más efectividad, serían coordinados e impulsados por el Ministerio de Medio Ambiente a nivel estatal mediante la redacción y ejecución de una Estrategia de Conservación para la especie. Si a esto sumamos el hecho de que unos años antes, en 1986, el Estado espa-

ñol había ratificado la Convención de Berna y el Convenio CITES, y que pocos años después se transponía a la legislación española la, ya de obligado cumplimiento, Directiva Europea de Hábitats (R.D. 1997/1995), todo indicaba que la situación del lince había tocado fondo y que a partir de ahí sólo se podía mejorar. Lejos estaba esta ilusión, como sabemos ahora, de ser cierta. ¿Por qué las nuevas medidas legislativas y la atribución de responsabilidades administrativas no mejoraron la situación?, ¿qué papel han jugado las Comunidades Autónomas?, ¿qué ha ocurrido con los Planes de Recuperación?.

En el comienzo, desprovistas de experiencia, mermadas de presupuesto y escasas de información, las distintas CCAA afectadas (Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid), apoyándose en el proyecto LIFE ya mencionado, repitieron con más o menos eficacia tanto el inventario de la especie (usando, con los inconvenientes citados, la metodología de Rodríguez y Delibes, 1990) como las medidas activas propuestas en el Plan de Manejo del Lince en Doñana (mejoras del hábitat, control del furtivismo y potenciación de las poblaciones de conejos). Mientras tanto, asistían como espectadores de excepción a las disputas entre los políticos y técnicos del Ministerio de Medio Ambiente y los investigadores del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, sin saber bien a qué carta quedarse ni qué propuestas adoptar como guías de actuación. Al parecer, además, sin una información más detallada sobre la situación de la especie les resultaba casi imposible embarcarse en la tarea de redactar un Plan de Recuperación, quizás porque no se atrevían a tomar decisiones en un marco de incertidumbre (lo que, por otro lado, es característico de la biología de la conservación; ver, por ejemplo, Meffe y Carroll 1997).

Pero eso cambió a raíz del censo-diagnóstico de 2002. Entrando en el siglo XXI la situación parecía algo más clara. Por otro lado, algunos documentos generales habían marcado las pautas a seguir en la recuperación del lince. Se trataba de documentos de referencia, basados en la información científica disponible en cada momento. Entre ellos destacan tres: el "Status Survey and Conservation Action Plan", aplicable a todos los félidos del mundo y publicado en 1996 por el Grupo de especialistas en felinos de la UICN (Nowell y Jackson 1996); la "Estrategia para la Conservación del Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) en España" (Dirección General de Conservación de la Naturaleza 1999), aprobada por la Comisión Nacional de Conservación de la Biodiversidad; y el "Action Plan for the Iberian Lynx in Europe (*Lynx pardinus*)" (Delibes *et al.* 2000), adoptado por el Consejo de Europa en el marco de las actividades del Convenio de Berna.

Se suponía que estos documentos iban a servir de base para los mucho más concretos Planes de Recuperación regionales que la ley demandaba. Además, se contaba ya con información fidedigna para redactarlos. Sin embargo, a esta fecha, quince años después de la Ley 4/89, Andalucía, Castilla y León y Madrid, aún no han aprobado sus Planes, y Castilla-La Mancha (Decreto 276/2003, de 09-09-2003) y Extremadura (Orden de 27 de mayo de 2004) tan sólo acaban de hacerlo, cuando ni siquiera hay seguridad de que queden ejemplares viviendo en sus territorios. ¿Qué dificultades se oponen a la aprobación de los Planes de Recuperación?, ¿por qué no se exigen?.

Planes de actuación y el papel del Ministerio de Medio Ambiente

Muchas administraciones autonómicas competentes en medio ambiente, así como algunas administraciones gestoras de espacios naturales protegidos donde hay linces, han elaborado planes de actuación propios, entendiendo por tales programas multianuales, locales o regionales, encaminados a actuar contra el riesgo de extinción de la especie en un ámbito determinado. Quizás sea dentro de este grupo de iniciativas, que llamaremos Planes de Actuación, donde haya una mayor diversidad de acciones.

Estos Planes de Actuación se diferencian de los Planes de Recuperación legalmente exigibles tanto porque suelen ser aprobados a niveles no muy altos de la administración (por las Direcciones Generales de las Consejerías, o en los patronatos de los espacios naturales protegidos), como porque con frecuencia están destinados a ser aplicados dentro de un ámbito geográfico muy concreto y, habitualmente, carecen de coordinación con otros planes. El más veterano es el ya comentado Plan de Manejo del Lince Ibérico del Parque Nacional de Doñana, que fue aprobado por el antiguo ICONA en 1988 y continúa vigente en la actualidad. Mucho más reciente, ya del siglo XXI, es el Plan de Fomento y Consolidación de Poblaciones de Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) en Lugar Nuevo (Jaén), finca asignada al Ministerio de Medio Ambiente. En las CC.AA se aprueban planes que destinan unos presupuestos durante un periodo determinado a la conservación del lince. Por ejemplo, el plan de "Actuaciones para la conservación del lince ibérico (*Lynx pardina*)" de la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid; el "Programa de Actuaciones para la Conservación del Lince ibérico (2001-2003)" de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, etc.

Las razones por las que estos Planes de Actuación no se transforman en Planes de Recuperación son difíciles de precisar. Aparentemente, los estímulos para hacerlo son escasos: aprobar un Plan de Recuperación (y, más aún, publicarlo en forma de decre-

to) es administrativamente engorroso, promueve, por mucho que se quiera evitar, tensiones entre las fuerzas sociales que luchan por objetivos poco o nada reconciliables, enfrenta a diferentes órganos de la administración (medio ambiente y obras públicas, por ejemplo), obliga a asumir compromisos a medio o largo plazo que no se sabe si se podrán cumplir, cierra posibilidades a futuras reivindicaciones en el caso de los ecologistas, etc. Además, no parece haber mecanismos para presionar a las CCAA a cumplir con su obligación legal, o bien no hay interés por utilizar estos mecanismos. En todo caso, una parte fundamental de esa tarea debería corresponder al Ministerio de Medio Ambiente, dentro de su papel de alentador y coordinador intercomunitario. ¿Por qué el Ministerio podría haber mostrado poco interés en promover la aprobación de los Planes de Recuperación autonómicos?.

Intentar contestar a esta pregunta implica meterse simultáneamente en la piel de muchas personas diferentes, en distintos cargos y a lo largo de mucho tiempo. Seguramente no ha habido a alto nivel la decisión política de no presionar, sino más bien una mezcla de falta de experiencia previa (el Ministerio estaba acostumbrado a ejecutar sus propios programas, más que a incitar a otros a hacerlo), un cierto desánimo ante una tarea ingente (las especies catalogadas son numerosísimas y habría que presionar a 18 CCAA), escasez de recursos humanos en la sede central de Madrid (y mucho más aún en las delegaciones regionales), etc. Pero también puede haber existido un componente de dejación de funciones motivado por argumentos subconscientes de rechazo al nuevo reparto de competencias ("¿no querían gestionar las especies amenazadas? ¡Pues que se las arreglen ellos con los planes!") e incluso otros derivados de una quizás equivocada medida de las obligaciones y las fuerzas de cada cual.

Así, algunos de los Planes de Actuación sobre el lince han sido desarrollados directamente por el Ministerio de Medio Ambiente, por ejemplo en Doñana y en Lugar Nuevo; además, el Ministerio ha impulsado muchas otras actuaciones a través de subvenciones y contratos a distintas ONG y Fundaciones, que actúan sobre terrenos donde la competencia administrativa corresponde a las CCAA; ello quiere decir que el Ministerio de Medio Ambiente no se ha limitado a coordinar, sino que ha actuado como un protagonista más en la gestión directa de la conservación de la especie. El Ministerio ha jugado a veces un papel de juez y parte que le ha convertido en un organismo poco adecuado para exigir el cumplimiento estricto de la normativa. En todo caso, en España cerca de 600 especies esperan sin esperanzas desde hace 15 años a que se aprueben sus planes de actuación, situación que cabe catalogar, a la vez, de insólita y de intolerable.

Encontramos un buen ejemplo de los problemas a que puede dar lugar la pretensión de coordinar y gestionar a la vez en las dificultades por las que atravesó el Plan de Cría en Cautividad del Lince Ibérico, formalmente aprobado hace años pero que no se ha puesto en marcha prácticamente hasta el año 2004.

El difícil parto del Plan de Cría en Cautividad

En general, se acepta que cualquier especie en peligro de desaparición debería ser criada en cautividad. La conservación *ex-situ* no equivale a la recuperación de la especie (ver capítulo 1 de este libro), pero puede ser una herramienta fundamental para conseguirla. De hecho, criar los animales en cautividad equivale a eliminar o reducir en grado sumo para la subpoblación cautiva muchos de los riesgos deterministas (por ejemplo, la pérdida de hábitat y la mortalidad no natural) y la mayoría de los estocásticos (se facilita el encuentro entre ejemplares, se orienta la reproducción para minimizar la pérdida de variación genética, prácticamente se elimina la posibilidad de catástrofes, etc.) que condicionan la recuperación de las poblaciones en peligro (ver capítulo 2 este libro). En este sentido, todo el mundo consideraba útil desde hace tiempo la elaboración de un plan de cría en cautividad del lince ibérico, que debería inscribirse en el marco más amplio de un programa de conservación *ex-situ* de la especie (donde se contemplarían, además de la cría en cautividad, el plan de extracciones de linces de la naturaleza, un programa para la reintroducción y/o refuerzo de poblaciones silvestres, etc.). ¿Por qué ese plan y ese programa, que con el nacimiento de tres cachorros en la primavera de 2005 han tenido los primeros resultados, tardaron tanto en comenzar?.

A finales de los años ochenta se había reclamado la necesidad de unas instalaciones donde fuera posible cuidar linces heridos (que aparecían con lastimosa frecuencia) y mantener de forma indefinida a los irrecuperables. Se consideró, incluso, que esos ejemplares que no podían devolverse al campo tal vez fueran útiles para experimentar la cría en cautividad. El centro de recuperación de linces de El Acebuche que se construyó, por tanto, en 1991, tenía el fin confeso de recuperar animales lisiados, aunque en el fondo sus promotores, del actual Ministerio de Medio Ambiente, pensaran que con él daban el pistoletazo de salida a un plan de cría en cautividad que en realidad no existía (de hecho, se bautizó a la instalación como “Centro de Cría Experimental del Lince Ibérico”, justificando que muchas informaciones periodísticas recientes sostengan erróneamente que la cría en cautividad del lince ibérico se lleva intentando sin éxito desde aquella fecha). A partir de 1991, y debido a esa ambigüedad se generó una considera-

ble confusión. Los responsables del centro de El Acebuche y algunos de sus superiores políticos demandaban que se capturaran ejemplares en el campo, argumentando con toda razón que mientras sólo se dispusiera de linces discapacitados sería muy difícil conseguir la reproducción. Otros muchos decíamos que retirar del campo algunos de los escasos linces era una cosa muy seria que sólo debería hacerse cuando, a través de un buen plan de cría en cautividad, se hubieran puesto a punto todos los medios necesarios para garantizar el éxito. Ello dio pie a que otros afirmaran que los biólogos de campo boicoteábamos la cría en cautiverio. Por otra parte, y con toda legitimidad, la Junta de Andalucía se reclamaba responsable de los linces presentes en su territorio y no admitía que nadie, ni siquiera el Ministerio, los retirara del campo sin un acuerdo previo, que pasaba por la redacción de un plan de cría consensuado y público.

En esas condiciones, con el ánimo de avanzar lo más posible, en octubre de 1999 el Ministerio de Medio Ambiente convocó un "Taller para la elaboración de un Plan de Acción para la Cría en Cautividad" del lince ibérico, en el que participaron investigadores de varios centros, representantes de las CCAA, del propio Ministerio de Medio Ambiente, del Instituto de Conservación de la Naturaleza (ICN) de Portugal y varios expertos de zoológicos. De allí surgiría un documento, el Plan de Cría en Cautividad del lince, que fue aprobado por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza en febrero de 2001. El mayor obstáculo parecía superado, pero en realidad no era así. El Plan marcaba un camino, es cierto, un plan de viaje, decía cómo había que hacer las cosas, pero no quién se responsabilizaba (para bien y para mal) de hacerlas, ni en qué plazos, ni con qué presupuesto, ni de dónde saldría la financiación… Además, las posturas se radicalizaban: oficiosamente, algunos políticos llegaron a decir que el lince ibérico se había convertido en el lince andaluz, ya que fuera de Andalucía no quedaban ejemplares; ningún lince andaluz perdería la libertad para integrarse en un programa que Andalucía no compartiera; en el otro lado, desde el Ministerio de Medio Ambiente se postulaba que el lince era, por encima de todo, español, y que la Administración del Gobierno de España no tenía que pedir permiso a nadie para defenderlo. Aunque la presión de la opinión pública reclamaba una actuación inmediata y conjunta, los obstáculos parecían objetivamente menores, pero políticamente insalvables.

Tratando de aclarar –y desbloquear– la situación, a finales de 2002 Fuensanta Coves, Consejera de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, del PSOE, tomó la iniciativa de proponer por escrito al entonces Ministro de Medio Ambiente, Jaume Matas, del PP, un acuerdo para crear equipos mixtos y trabajar conjuntamente por la

conservación del lince, mencionando expresamente la cría en cautividad. Pasaron más de dos meses antes de que el Ministro se diera por enterado, de forma que sólo en marzo, casualmente la víspera del día en que cesó en su cargo para presentarse a las elecciones en Baleares, el citado Ministro acusó recibo de la misiva con una respuesta de trámite. Afortunadamente su sustituta, la Ministra Elvira Rodríguez, también del PP, tuvo una actitud radicalmente diferente. Con energía no exenta de valor (pues tenía la oposición en su propia casa), defendió públicamente que la conservación del lince ibérico estaba por encima de los rifirrafes políticos, algo en lo que la Consejera andaluza le había precedido. Bastó esa coincidencia de puntos de vista para que a final de la primavera de 2003 pudiera firmarse con apenas retoques el convenio que llevaba meses dando vueltas ("Convenio de colaboración entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía para el desarrollo de un único programa de actuaciones para la aplicación de la Estrategia Nacional a la conservación del lince en Andalucía", Resolución de 23 de junio de 2003, BOE 165 de 11 de julio de 2003), al que, a sugerencia del Ministerio de Medio Ambiente, se había añadido un apéndice que permitiría empezar a trabajar de inmediato sobre la cría en cautividad.

Sería absurdo sugerir que a partir de ahí las cosas han sido fáciles, porque en la Administración Pública nunca lo son. Las dos partes empezaron por donde había que empezar: poniendo al frente de la operación a un equipo muy profesional, con amplio respaldo científico y técnico nacional e internacional, encabezado por la Dra. Astrid Vargas, que había sido directora del programa de cría en cautividad de los turones de patas negras, *Mustela nigripes*, en Estados Unidos. Astrid era una candidata ideal, pero administrativamente era muy difícil contratarla (hasta el punto de que las personas que ella escogió para formar parte del equipo fueron contratadas antes que ella). A su vez, Miguel Ángel Simón desde Andalucía y Miguel Aymerich desde Madrid dirigían conjuntamente las operaciones para capturar en el campo los ejemplares necesarios. Todos ellos, y muchas más personas (como Iñigo Sánchez, del Zoo de Jerez), han trabajado consensuada, concienzuda y profesionalmente con el único objetivo de que, cuanto antes, el nacimiento de linces en cautividad fuera una realidad. Desde fuera de España, por su parte, el Consejo de Europa y el Grupo de especialistas en felinos de la UICN han actuado discreta y eficazmente para "engrasar" todo el proceso, generando un grupo internacional de seguimiento que, sin forzar las situaciones, pero sin conceder pausas, ha convencido a las autoridades españolas a mirar hacia delante cada vez que ha surgido alguna pequeña dificultad.

En esta primavera de 2005 han nacido los primeros tres cachorritos. Pero para llegar hasta aquí, y esa es la lección, han hecho falta muchos años y, sobre todo, las decisiones valientes de unas pocas personas que, situadas en posiciones clave, fueron capaces de evaluar en su justa medida la importancia del problema y actuar cambiando una realidad que parecía inmutable. A partir del Plan de Acción para la Cría en Cautividad del Lince Ibérico surgió un programa más amplio, el Programa de Conservación Ex-Situ del Lince Ibérico, integrado dentro de la Estrategia Nacional y coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente en colaboración con la Junta de Andalucía.

La implicación de la sociedad

Hemos dicho antes que, aquí y ahora, la responsabilidad administrativa de la conservación del lince y otras especies en peligro corresponde a las Comunidades Autónomas. Pero eso no quiere decir que todos los demás no tengamos un papel, incluida, por supuesto, la sociedad civil. Más difícil es decir cómo se integra esa sociedad civil en el proceso, entre otras cosas porque llamar "proceso" ("conjunto de fases sucesivas de una operación", según el diccionario) al conjunto de pasos adelante y atrás y la suma de iniciativas heterogéneas que en España suele caracterizar a los intentos de conservación, no deja de ser una ilusión básicamente académica. Pero es evidente que en algunos casos (por ejemplo, el del oso o el quebrantahuesos) las organizaciones sociales no se han limitado a actuar como impulsoras, sino que han asumido el liderazgo de las iniciativas o de los programas conservacionistas, hasta el punto de ser identificadas como las primeras protagonistas de lo que pudiera considerarse "proceso de conservación". Aunque en el caso del lince no ha ocurrido así, algunas ONG y distintos medios de comunicación generales y especializados han apostado con fuerza por la conservación de la especie, trabajando en el campo y presionando a políticos y técnicos.

El carisma del lince ibérico es un fenómeno reciente, lo que quizás explica, al menos en parte, que por el momento no existan "fundaciones lince" u otros órganos de participación similares. El oso siempre ha sido emblemático (recordémoslo en el escudo de Madrid, sin ir más lejos) y está asociado a la historia de Asturias al menos desde que un plantígrado abatiera al rey Favila; el lobo aparece en todas las crónicas de cacerías regias, ha sido durante siglos protagonista de los miedos campesinos y es objeto de canciones y cuentos para niños y para adultos; las grandes águilas son animales "de blasón", como escribiera Valle Inclán (que también escribió "Romance de lobos", por cierto)… El lince ibérico, sin embargo, ha sido uno de los animales españoles de gran porte y amplia distribución relativa (en relación a la del samaruc o la del ferreret, por

ejemplo) que ha pasado más inadvertido históricamente. Los grandes cronistas monteros entre los siglos XIII y XVIII prácticamente lo ignoran; no sabemos de ningún rey que decretara ni su protección ni lo contrario, su persecución, ni tampoco de alguno que se reservara la caza del lince para sí mismo; no nos consta que el felino figure en el escudo de ninguna localidad relevante; tan sólo durante unos breves años fue considerado trofeo de caza, y aún así no despertó demasiado interés… La situación del lince ibérico en los últimos siglos queda en gran medida velada por el misterio, seguramente porque siempre ha sido escaso (como ya sugerimos) y por la discreción de sus hábitos y lo retirado de los lugares donde ha vivido. Puesto que se dice que para muestra basta un botón, recogeremos una sola cita, la del célebre cazador extremeño Antonio Covarsí quien, a pesar de sus profundos conocimientos de campo, se limita a afirmar en sus célebres "Narraciones de un montero": "[los linces] deben ser muy delicados de criar, porque no se encuentran muchos" (Covarsí 1898).

Aunque tímidas, las primeras tomas de postura a favor de la conservación del lince ibérico en España surgieron de sectores cinegéticos, en su rama oficial (el antiguo Servicio Nacional de Caza y Pesca Fluvial) o por iniciativas particulares (por ejemplo, Urquijo 1975). Así, en la "Guía de la caza en España" (Anónimo 1969) no sólo se sugiere evitar la persecución del lince porque "causa menos daño que el zorro", sino que también se afirma en su favor que es "antagonista y enemigo acérrimo" de éste.

Detrás de todas estas iniciativas se encontraba la figura de José Antonio Valverde, investigador que había descubierto al lince en Doñana y estaba decidido a impulsar su conservación a través de quiénes entonces tenían más presencia en el campo: los gestores de caza (ver, por ejemplo, el folleto de Valverde, 1963). A través del propio Valverde, y por la misma época, el lince fascinó a Félix Rodríguez de la Fuente (en ese sentido fue importante una hembrita procedente de Doñana, de nombre Martina, que Félix cuidó durante unos meses en Madrid y que por desgracia murió muy pronto). Además de filmar al lince y hacerlo protagonista de muchos de sus programas televisivos, Félix fundó ADENA, la filial española del WWF, y llamó "Club de los Linces" a su rama juvenil.

ADENA-WWF (su denominación actual) ha trabajado ininterrumpidamente por la especie, desde entonces, en muchos ámbitos distintos: ha hecho abundante divulgación, financiación de investigación, denuncia de problemas, propuesta de actuaciones, etc. Además, y sobre todo, fue pionera proponiendo incorporar a la conservación a los propietarios privados y a los titulares de cotos de caza, tareas en las que la propia asociación se ha distinguido en colaboración con el Ministerio de Medio Ambiente y con fundaciones cercanas a éste.

En un marco distinto al de ADENA-WWF, CODA-Ecologistas en Acción también ha llevado a cabo activas campañas en favor de la conservación del lince ibérico. Aun a riesgo de simplificar, una vez más, el análisis, las actividades de Ecologistas en Acción se han caracterizado por utilizar con frecuencia al lince como bandera o paraguas de otros programas (contra obras públicas, contra vallados cinegéticos, etc.), más que por colocarlo como objetivo en sí mismo. Otras asociaciones, como la Fundación CBD-Hábitat en Castilla-La Mancha, trabajan en el campo a favor del lince por encargo de instituciones públicas o como beneficiarios de proyectos LIFE. Recientemente, en el seno de la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos), que ya antes había llevado a cabo campañas divulgativas a través del recordado Juan Aldama, se ha creado un Grupo Lince con buen número de socios y que ha realizado tareas de importancia (como un curso formativo dirigido a los cuerpos de seguridad del estado y la guardería de los espacios naturales protegidos). Además, muchos pequeños grupos locales son enormemente activos a su nivel.

Mucho ha llovido desde los tiempos previos a Valverde y Rodríguez de la Fuente, cuando el lince era un perfecto desconocido, así que no puede extrañar que su actual carisma haya llegado hasta el extremo de intentar involucrar en su conservación al conjunto de los ciudadanos, y no sólo a grupos más o menos especializados. Tal fue la iniciativa del Pacto Andaluz por el Lince Ibérico, que promovido por la Junta de Andalucía ha sido firmado por decenas de miles de personas, así como por la mayoría de las administraciones andaluzas, algunas administraciones estatales y locales, universidades, empresas y un gran número de colectivos sociales. Es dudoso que, en la práctica, este Pacto suponga algo más que un bonito gesto, pero al menos sugiere la existencia de una compartida disposición, individual y colectiva, hacia el compromiso por la supervivencia de la especie en la Comunidad Autónoma andaluza.

Los medios de comunicación como caja de resonancia

El creciente atractivo del lince ibérico ha sido, a la vez, causa y consecuencia de un aumento imparable de su presencia en los medios de comunicación. En los últimos diez años el lince se ha convertido en "un famoso", con lo que de positivo y de negativo tiene estar permanentemente bajo los focos de los comunicadores.

En principio, para que la sociedad se sienta partícipe de la necesidad de conservar al lince es bueno que éste aparezca asiduamente en los medios de comunicación. De alguna forma, se podría aplicar al caso esa frase tan repetida y un tanto cínica de "que

hablen del lince, aunque sea mal". La inmensa repercusión del primer nacimiento de lincecitos en cautividad y la demanda a todos los niveles de imágenes de los pequeños ejemplifican mejor que cualquier otro caso el interés de los medios, y de la propia sociedad, por la conservación de la especie.

Probablemente el lince ibérico representa hoy para los españoles el paradigma de lo que es una especie amenazada que merece la salvación. Sin lugar a dudas ello debe ponerse en el haber de los medios de comunicación y ha sido gracias a la presión social que ellos han generado que los distintos responsables de conservar a la especie hayan colocado este objetivo por encima de otros intereses.

Sin embargo, no todo ha sido un camino de rosas en la relación del lince con los medios de comunicación. Como a cualquier famoso televisivo, se diría que la presión de los medios, que generalmente busca, a veces le agobia en exceso, lo que podría en ocasiones distorsionar la buena marcha del proceso de conservación. Como ha señalado lúcidamente Chema Montero (Montero 2002), con frecuencia los medios generalistas tienden a reclamar la atención del público sobre la información ambiental por dos vías: o bien limitándose a un discurso puramente estético, que reduce la naturaleza a una sucesión de escenas e imágenes más o menos espectaculares, o bien, con más frecuencia, recurriendo al catastrofismo, generando angustia o asombro. En ese sentido la información sobre el lince se ha convertido a menudo en una caja de resonancia no tanto de los problemas que afectan a la especie, sino de los propios de los actores involucrados en su estudio y conservación.

En la época de mayor distanciamiento entre los técnicos y políticos del Ministerio de Medio Ambiente y los investigadores (fundamentalmente del Consejo Superior de Investigaciones Científicas) no fue raro asistir a batallas indirectas libradas en la arena de los medios de comunicación. Por regla general, los primeros acusaban a los estudiosos tanto de tener como prioridad el desgaste político del Ministerio, como de llevar a cabo investigaciones que en nada servían a la conservación. Los segundos contraatacaban acusando a sus contrarios de hacer mucho ruido con cualquier excusa para ocultar su escasa dedicación (o escaso éxito) a la tarea de salvar al lince. Batallas parecidas se han lidiado entre el gobierno central y el de Andalucía, por ejemplo. Del seguimiento de los medios podía deducirse en ocasiones que para conservar al lince había que estar forzosamente con unos y contra otros, lo que en realidad magnificaba unas diferencias que no eran tan abismales, ya que todas las partes afectadas coincidían en numerosos foros (por ejemplo, el Grupo de Trabajo del Ministerio) e incluso desarrollaban proyectos conjuntamente. Pero eso quedaba velado en los medios por-

que "vendía poco" (tan sólo recordamos una ocasión en la que se consiguió que los puntos de vista unánimes del Grupo de Trabajo del lince saltaran a los medios de comunicación).

Una amplificación de otro tipo se refiere a las denuncias (afortunadamente poco frecuentes, pero bien acogidas en los foros de prensa) de que el lince se salvaría si se le dejara tranquilo, como "lo demuestra" (afirman los que defienden ese punto de vista) que hace cien años, cuando nadie les hacía caso, existieran más ejemplares que hoy. Generalmente esos planteamientos se basan en sensaciones que muchos conservacionistas compartimos (es más romántico, así que preferiríamos que las especies se conservaran solas, sin necesidad de intervenir: sin estudiarlas, sin alimentarlas, sin criarlas en cautiverio…), pero que al entrar en la caja de resonancia de los medios adquieren unos matices de escándalo que con frecuencia generan desprestigio en los encargados de conservar.

Una parte de la sociedad (incluidos algunos conservacionistas profesionales dedicados a especies que, desafortunadamente, reciben aún menos atención y recursos) duda de que los esfuerzos económicos dedicados a la conservación estén justificados. Ese sentimiento soterrado, y quizás minoritario, también se amplifica en los medios de comunicación, donde a veces se comparan, por ejemplo, en viñetas satíricas y en cartas al director o en sesudas colaboraciones, la inversión financiera por cada lince vivo con el dinero que se gasta en cada inmigrante que cruza el Estrecho de Gibraltar, o el dedicado al salario mínimo. Evidentemente es pura demagogia, pero puede calar. La Ministra de Medio Ambiente, Cristina Narbona, ha salido al paso de este tipo de argumentos explicando que todo lo invertido en el lince ibérico en los últimos diez años ha sido menos de lo que cuesta un kilómetro de autopista. Podemos ampliar este planteamiento. El presupuesto de gastos para el año en curso de la Dirección General de Carreteras (según los Presupuestos Generales del Estado para 2005) es de 2.460 millones de euros. Diecisiete veces más que el presupuesto de la Dirección General para la Biodiversidad. En el momento de escribir este párrafo, desde la página *web* de la Dirección General de Carreteras hay abiertos seis concursos de obras en licitación por un valor aproximado de 263 millones de euros. Tan sólo para realizar la variante de la autovía N-332 en Sueca, un pueblo de 26.000 habitantes de la provincia de Valencia, se ofrecen 96 millones de euros (expediente 23-V-5590; 54.31/04). No se ha gastado en proteger al lince, ni se gastará en muchos años, lo que cuesta hacer esa variante de una autopista al paso por un pueblo de tamaño medio. Y no debe entenderse que el dinero gastado en obras está mal invertido (además, sería injusto no reconocer que la

Dirección General de Carreteras dedica un presupuesto importante a adecuar las infraestructuras para minimizar el impacto ambiental). Lo que se debe entender es que no gastamos casi nada en el lince, cuando conservar al lince es una tarea técnica, social y políticamente bastante más compleja (y costosa) que hacer la variante de una carretera. No debe sorprender en exceso que las autopistas nos salgan mejor que la conservación del lince.

Por fin, un posible lastre de la información sobre el lince (y otras especies amenazadas) es que con frecuencia se limita a trasladar noticia de sucesos, casi siempre negativos, y con ellos la impresión de que, si se quisiera, esos sucesos serían fáciles de evitar y la salvación de la especie relativamente sencilla. Permítasenos recuperar aquí un largo párrafo de Montero (2002) que lo refleja muy bien: "Desde los medios de comunicación, y a la hora de abordar determinados problemas ambientales, hemos acostumbrado a los ciudadanos a las respuestas inmediatas y las soluciones sencillas y efectivas. Esa inmediatez que se reclama a las fuentes nos lleva al suceso puro y duro (no hay nada más inmediato que un lince muerto en un atropello o en un cepo), y la demanda de soluciones sencillas obliga a los especialistas al silencio o al error. Sólo podremos sortear esta trampa socializando la incertidumbre. En la batalla para tratar de salvar al lince ibérico estamos tomando un sinfín de decisiones arriesgadas (translocaciones, cría en cautividad, reserva genética,...) que aún no sabemos muy bien a dónde nos van a conducir. No estamos seguros de si van a ser efectivas, y cuándo lo serán, pero tenemos que actuar, y necesitamos contar con el suficiente respaldo social para asumir y gestionar esa incertidumbre". Como parte de esos imponderables difíciles de prever debemos contar con las enfermedades que desde hace medio siglo afectan a los conejos de monte.

Tejer y destejer: el problema de los conejos

Sin duda, las cosas se podían haber hecho mejor: cabía haber aprobado hace años los Planes de Recuperación, hubiera sido deseable una mayor coordinación y cooperación entre instituciones y personas, la política debería haber contado menos, se podrían haber conseguido antes herramientas esenciales como la identificación de excrementos y las cámaras automáticas… No obstante, sería injusto negar que se han hecho muchas cosas y que se han hecho bien: hoy día se conoce razonablemente a la especie, se ha reducido el furtivismo, ha crecido enormemente la conciencia social respecto a su conservación, se financian programas importantes para su recuperación, se han alcanzado acuerdos importantísimos con los propietarios de fincas privadas donde existen linces,

se intenta conservar, e incluso manejar activamente, los hábitat, en muchas zonas se ha condicionado la actividad cinegética adaptándola a los requerimientos de la especie, etc. Sin embargo, a pesar de ello la situación no ha mejorado. ¿Acaso los defectos organizativos y de funcionamiento anotados al comienzo del párrafo han impedido un mayor éxito? Probablemente, no sólo ellos. Más bien, lo que se avanzaba por un lado se retrocedía por otros. Podemos recordar a Penélope, la mujer de Ulises, que destejía por la noche la tela que había tejido durante el día, pero también podemos recurrir a la más castiza afirmación de que "a perro flaco, todo son pulgas". El caso es que, en la recuperación del lince ibérico, gran parte del trabajo que muchas personas y entidades han ido tejiendo laboriosamente durante años, lo han destejido en poco tiempo las enfermedades de los conejos.

Ya dijimos que el lince ibérico estaba especializado en la captura y consumo de conejos. Es bien sabido que los conejos han sido en tiempos extraordinariamente abundantes en la Península Ibérica, hasta el extremo de que algunos atribuyen el origen de la palabra latina Hispania a la voz fenicia *Isephamin*, que significaría isla, o costa, de los conejos (García y Bellido 1967), mientras que se admite que el romano Catulo describió a la Península como *terra cuniculosa.* Esa situación, probablemente con altibajos, se mantuvo hasta mediado el siglo XX. A partir de entonces, los cambios en los usos del suelo, evitando los mosaicos de pequeños cultivos y monte (es decir, tanto los orientados a la concentración de parcelas como los tendentes al abandono de fincas) perjudicaron a los conejos, pero sobre todo lo hicieron dos enfermedades víricas importadas: la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica (RHD).

El virus de la mixomatosis fue descubierto en América del Sur a finales del siglo XIX y utilizado desde 1950 en Australia para el control biológico de los conejos. Muy pronto, en 1952, el francés Delille lo introdujo en Francia, desde donde alcanzó en poco tiempo a toda Europa. En un primer momento se estimó que en Gran Bretaña mató al 99% de los conejos, con consecuencias ecológicas y económicas importantes (aunque a menudo de distinto signo); en España no existen estimaciones tan ajustadas, pero tuvo efectos muy importantes sobre los depredadores naturales y los cazadores humanos. El virus de la enfermedad hemorrágica fue detectado por primera vez en 1984 en granjas de conejos de China, pero en 1987 ya estaba en Italia y poco después en casi toda Europa (también se ha llevado a Australia y Nueva Zelanda). Hacia 1990, recién llegado, en España mató al 70-90% de los conejos de granja y al 50-60% de los silvestres; en muchas áreas, las poblaciones nunca se han recuperado (pueden consultarse muchos de estos datos y la bibliografía correspondiente en Angulo y Cooke 2002).

En el Parque Nacional de Doñana y en el Parque Natural de Andujar, donde sobreviven linces, los conejos han disminuido muchos órdenes de magnitud, hasta hacerse casi inexistentes en amplias zonas. ¿Qué se puede hacer? Dejar a los linces sin conejos es como dejar a los samarucs sin agua, pero con una importante diferencia: los pequeños samarucs no necesitan demasiado volumen de agua para vivir y reproducirse, de manera que pueden hasta construirse lagunillas artificiales sólo para ellos (ver capítulo 5 en este libro); los linces, en cambio, con áreas de campeo de hasta 20 Km^2, requieren muchos conejos y en áreas muy extensas, lo que es muy complicado de conseguir. De hecho, en la actualidad el mayor volumen económico de todos los proyectos de conservación del lince se dedica a la recuperación de las poblaciones de conejo, incluyendo mejoras de hábitat, translocaciones, vacunaciones, etc. (ver, por ejemplo, Moreno *et al.* 2004), con un éxito a medio plazo más bien escaso. En Doñana, por ejemplo, se observó que había más conejos en las zonas tratadas en el marco del primer Plan de Manejo del lince que en las no tratadas, pero en ambas la abundancia era menor que antes de la llegada de la RHD (Moreno y Villafuerte 1995). Se había tejido bien, pero la enfermedad de los conejos había destejido la tela aún más rápido.

La escasez de conejos es tal vez, actualmente, el principal problema para garantizar la supervivencia de los últimos linces y por ende la recuperación futura de la especie. Sin embargo, y esa es la lección de este apartado, el problema en cuestión se deriva de enfermedades foráneas cuya llegada a Iberia no era posible prever con tiempo y cuya posterior incidencia no era posible evitar. Dicho más concretamente, el problema está planteado a una escala muy por encima de la escala de las soluciones y de los posibles planes de recuperación (¿cómo podría un plan de recuperación español, y mucho menos uno autonómico, impedir que un virus chino llegara a Europa?, ¿cómo podrían evitarse o mitigarse sus efectos sin años de investigación?, ¿cuánto tiempo habrá que esperar para que los conejos consigan inmunizarse naturalmente?).

Una carrera contra el reloj

La situación actual parece más clara que nunca en el pasado, aunque también más dramática. Al parecer, sólo existen linces en dos áreas (Doñana y Sierra Morena oriental), pero hay que confirmar todavía si quedan algunos en otros lugares (ya hemos dicho que es una tarea compleja, pero se trabaja en ello). A la vez, hay que conservar e incrementar las dos poblaciones existentes. Ello requiere, como ya se está haciendo, de buenas relaciones con los propietarios particulares, un intenso trabajo de seguimiento, programas para incrementar la abundancia de conejos, control de las obras públicas

(carreteras, embalses…) y privadas que puedan amenazar a la especie, e incluso medidas mucho más artificiales como la alimentación suplementaria (Palomares y Rivilla 2003). Un proyecto LIFE puede garantizar ese trabajo durante unos años, pero hay que asegurarse de que se prolongará durante más tiempo.

Pero conseguir sólo eso, la supervivencia de unos pocos cientos de linces en dos lugares, es un magro logro a medio plazo, por lo que resulta imprescindible generar nuevas poblaciones en libertad. ¿Dónde? En principio, en áreas donde hubo linces en un pasado reciente, pero no podemos descartar que haya de ser en otras zonas donde abunden los conejos (como Mahoma con su montaña, si no somos capaces de llevar conejos adonde hay linces, tal vez tengamos que llevar linces adonde hay conejos). Esta propuesta puede parecer heterodoxa (como la alimentación suplementaria, que hemos mencionado), pero quizás uno de los problemas que ha encontrado la recuperación del lince es que las acciones que se han planteado han sido siempre demasiado prudentes (en general, pasivas: evitar el furtivismo, conservar el hábitat, proteger a los conejos…), por detrás de las medidas urgentes que la especie necesitaba. De alguna manera, es como haber estado recomendando vida sana y dejar de beber a un cirrótico que ya tenía el hígado machacado y lo que necesitaba era un trasplante. En todo caso, se trabaja activamente para detectar los mejores métodos para recuperar a las poblaciones de conejos (ver, por ejemplo, Angulo 2003, Cabezas en prep.), aunque las esperanzas en un éxito repentino y espectacular, como el que el lince precisa, son escasas.

¿Cómo generar nuevas poblaciones de linces, tanto en España como en Portugal? En principio, se confía en el éxito de la cría en cautividad, que en unos años ha de proporcionar ejemplares suficientes para iniciar programas de sueltas. De nuevo en este caso, sin embargo, no podemos descartar la conveniencia de translocar ejemplares capturados en el campo, dado que conseguir que ejemplares nacidos en cautiverio se adapten a la libertad es muy difícil (Rodríguez *et al.* 2003).

Prácticamente todo el mundo está de acuerdo hoy, con distintos matices, en estas líneas maestras de estrategia de conservación (la Junta de Andalucía ya se plantea la creación “artificial” de nuevas poblaciones de linces en el marco del programa LIFE que comenzaría en 2006 y que está a punto de solicitar). El enrarecido ambiente previo (político, administrativo y técnico) es más limpio hoy (el nacimiento de los primeros ejemplares en cautividad ha aliviado mucho la tensión) y la oportunidad para trabajar coordinada y seriamente por la especie es en la actualidad mejor, y mayor, que nunca. Pero, no lo olvidemos, el éxito no está garantizado. Se trabaja contra el reloj, y cualquier accidente o un evento casual desafortunado podrían acabar con esta especie emblemática.

¿Qué podemos concluir?

De la historia de la conservación (o, si se quiere ser cáustico, de la no-conservación) del lince ibérico, que sucintamente hemos expuesto en estas páginas, se desprenden algunas ideas que quizás podrían ser de utilidad para una reflexión general sobre la recuperación de especies amenazadas.

En primer lugar, recuperar algunas especies es objetivamente difícil o imposible. El lince ibérico, por su reducida área de distribución y su especialización, siempre ha sido y será escaso, como Ferrer y Negro (2004) han enfatizado. Por muy bien que actuemos, y por exitosas que sean nuestras iniciativas, el lince ibérico probablemente nunca deje de ser uno de los felinos más vulnerables del mundo, si se siguen utilizando los criterios que en su momento usaron Nowell y Jackson (1996). La sociedad debe asumir esta situación y no esperar milagros: salvar al lince será muy difícil; recuperarlo hasta el punto de no tener que preocuparnos de él, será imposible. Y aún así, tenemos que seguir trabajando por la especie.

En segundo término, hay factores que comprometen la recuperación de las especies que actúan a niveles muy diferentes de los de los planes de actuación. Muchos son de naturaleza social o económica, pero en ocasiones también son biológicos. Las enfermedades de los conejos, que afectan no sólo al lince, sino también al águila imperial y, directa o indirectamente (ver, por ejemplo, Villafuerte *et al.* 1998), a toda la naturaleza española, son consecuencia de la "globalización ambiental" que facilita la expansión de gérmenes a través del comercio de conejos domésticos u otras mercancías. Probablemente el conejo de monte pueda llegar a conseguir inmunidad contra las dos virosis que le afectan actualmente, pero… ¿quién nos garantiza que no le alcanzará una tercera? ¿Cómo se puede luchar contra problemas globales con planes de recuperación regionales? Nos movemos (Montero *dixit*) en un marco de incertidumbre, incómodo por definición, pero debemos acostumbrarnos a él. Es preciso saber que incluso haciendo las cosas bien, tal vez los resultados no salgan como deseábamos.

En tercer lugar, aunque es cierto que sobre el lince y sus presas se ha hecho mucha y buena investigación, que se saben muchas cosas, el conocimiento sigue siendo insuficiente. Aún hay problemas para estar seguros de dónde quedan ejemplares y dónde no, por ejemplo; por el momento seguimos siendo incapaces de repoblar con conejo a la escala espacial que el lince necesita; ignoramos qué les ocurre a los jóvenes que nacen en Sierra Morena, etc. Debemos conocer mejor, asimismo, cómo piensa la sociedad, y cómo podemos influir en esa manera de pensar. La inmensa mayoría de la gente, preguntada sobre si quiere conservar su entorno y salvar al lince ibérico, dirá

que sí, que por supuesto. Pero es muy probable que gran parte de esa mayoría no se manifieste indignada si esto no ocurre, y también es probable que casi nadie esté dispuesto a perder comodidad en beneficio de la conservación.

La cuarta conclusión sería que, quizás por exceso de celo y sin duda con buena voluntad (hay amores que matan), se ha intentado que al lince lo recuperara un solo colectivo, ya sea gremial (los científicos, los técnicos, los cazadores, los ecologistas…), ya administrativo (el Ministerio de Medio Ambiente, las CCAA…). Cuando uno de ellos llevaba la voz cantante, los demás parecían automarginarse (y hacer ruido de fondo, dicho sea de paso). Así, la cosa no ha funcionado. Ahora se empieza a entender que cuando un problema es difícil, como éste, hay que contar con todos, y además con todos simultáneamente. La conservación de las especies al borde de la extinción precisa de sentimientos altruistas que guíen acciones en las que aflore el único y común objetivo de mantener a las especies funcionalmente en nuestros ecosistemas. Para ello debería avanzarse en la creación de equipos auténticamente mixtos donde se definieran adecuadamente las tareas de cada cual y todos los actores se sintieran cómodos asumiendo sus papeles respectivos; en ese caso las deseables críticas se harían desde la colaboración y el apoyo, puesto que los resultados, buenos o malos, serían resultados de todos.

El quinto punto sería que nadie ha hecho del todo, y bien, sus deberes. Ello resalta especialmente en el caso de las CCAA y los Planes de Recuperación, cuya redacción ordena la ley. Si los propios responsables de conservar al lince no cumplen la ley, ¿cómo van a exigir a la sociedad que lo haga? En cuanto al MMA, ni ha exigido esos Planes de Recuperación, ni ha coordinado siempre al nivel necesario, adoptando con frecuencia el papel de un protagonista más en la gestión, en lugar del papel superior que el Tribunal Constitucional atribuye al coordinador sobre los coordinados.

La sexta conclusión sería que puede haber, por prisas, la tentación de hacer las cosas demasiado rápido pero de forma chapucera. Algo así ha ocurrido con la cría en cautividad. No se planteó desde el principio la conveniencia de formar un buen equipo técnico, con un presupuesto suficiente, y presentar un atractivo plan que animara a la captura de ejemplares en el campo. Más bien se hizo lo contrario. Cuando se trabaja con una especie tan sensible como el lince ibérico hay que hacerlo de forma transparente y con el mayor grado de excelencia posible, por caro y arriesgado que resulte.

Por fin, quizás el caso del lince ibérico ilustra bien cómo los conservacionistas somos, a veces, demasiado conservadores. Se han propuesto medidas interesantes y útiles, es cierto, pero quizás con años de retraso. Algo parecido ocurrió con la pantera

de Florida, *Puma concolor coryi*, al borde de la extinción durante lustros por la prevención a "mezclarla" con pumas tejanos. Al final se hizo, pero probablemente había que haberlo llevado a cabo bastante antes. En Doñana instalamos comederos de linces cuando muchos territorios de cría habían sido abandonados hace años. En Sierra Morena se llegó a acuerdos con los propietarios en lugares donde la especie ya no estaba presente… Quizás tenemos que ir más aprisa, incluso si eso representa un mayor peligro de fallar.

Agradecimientos

Como no puede ser de otro modo, la visión que tenemos los autores sobre ciertos temas (especialmente cuando describimos conflictos entre personas o entre entidades) es subjetiva, máxime teniendo en cuenta que en varias ocasiones hemos sido protagonistas de los mismos. Si otras personas contasen la misma historia seguro que enfatizarían otros aspectos. Esperamos que la lectura de este capítulo no reabra pequeñas heridillas que ya están cerradas. Si lo hiciera, habríamos fracasado en nuestro propósito de describir qué hemos hecho mal entre todos, para evitar repetirlo. En cualquier caso, agradecemos a todos los que han trabajado y trabajan por la conservación del lince, en cualquier sitio, desde cualquier organismo o institución y con cualquier argumento o actividad, pues de todos hemos aprendido algo, y con frecuencia mucho. A nuestros compañeros de trabajo en Doñana y en el Grupo del Lince de la SECEM, con los que hemos pensado juntos muchas veces sobre cómo solucionar el drama del lince. Y a Alejandro Rodríguez e Ignacio Jiménez, que nos han ayudado a mejorar versiones previas del texto.

Bibliografía

ANGULO E. (2003). *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis doctoral. Universidad Complutense. Madrid.

ANGULO E. y B. COOKE. (2002). First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular Ecology* 11: 2703-2709.

ANÓNIMO. (1969). *Guía de la caza en España*. Publicaciones de Ministerio de Información y Turismo. Madrid.

BAILLIE J. y B. GROOMBRIDGE (compilers and editors). (1996). *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.

BELTRÁN, J.F., RICE J.E. y R.L. HONEYCUTT. (1996). Taxonomy of the Iberian lynx. *Nature* 379: 407-408.

CABRERA, A. (1914). Fauna Ibérica. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

CALZADA, J. (2002). *Impacto de depredación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo*. Secretariado de Publicaciones y Medios Audiovisuales de la Universidad de León, León, España.

CORBET, G.B. (1978). *The Mammals of the Palearctic Region: A taxonomic review*. British Museum of Natural History and Cornell University Press, Londres.

COVARSÍ, A. (1898). *Narraciones de un Montero*. Ediciones de Arte y Bibliofilia (1985), Madrid.

DELIBES, M. (1980). El lince ibérico. Ecología y comportamiento alimenticios en el Coto Doñana, Huelva. *Doñana Acta Vertebrata* 7(3): 1-128.

DELIBES, M., R. LAFFITTE y J.F. BELTRÁN. (1986). *Propuesta de medidas para la conservación del lince en Doñana*. Informe inédito al Patronato del Parque Nacional de Doñana. Huelva.

DELIBES, M., A. RODRÍGUEZ y P. FERRERAS. (2000). *Action Plan for the Conservation of the Iberian Lynx in Europe (Lynx pardinus)*. Nature and Environment Series, 111. Council of Europe Publishing, Strasbourg. 44 pp.

DIRECCIÓN GENERAL DE CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA. (1999). *Estrategia para la conservación del Lince Ibérico (Lynx pardinus) en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.

______ (2002). *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince ibérico, Lynx pardinus, en España (2000-2002)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.

FERNÁNDEZ, N., M. DELIBES, F. PALOMARES y D.J. MLADENOFF. (2003). Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications* 13: 1310-1324.

FERRER, M. y J.J. NEGRO. (2004). The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price. *Conservation Biology* 18: 344 – 349.

FERRERAS, P., J.J. ALDAMA, J.F. BELTRÁN y M. DELIBES. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61: 197-202.

GARCÍA-PEREA, R. (1991). *Variabilidad morfológica del Género Lynx Kerr 1792 (Carnivora: Felidae)*. Tesis Doctoral, Editorial de la Universidad Complutense, Madrid.

GARCÍA y BELLIDO, A. (1967). *Veinticinco estampas de la España antigua*. Espasa Calpe. Madrid.

GROOMBRIDGE, B., ed. (1994). *1994 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.

ICONA-EBD. (1988). *Plan de manejo del lince en Doñana*. ICONA-EBD.

IUCN. (1990). *1990 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

______ (2002). *2002 IUCN Red List of Threatened Species*. Downloaded on 8 October 2002.

IUCN CONSERVATION MONITORING CENTRE. (1986). *1986 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

______ (1988). *1988 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

JOHNSON, W.E., J.A. GODOY, F. PALOMARES, M. DELIBES, M. FERNANDES, E. REVILLA y S.J. O'BRIEN. (2004). Phylogenetic and phylogeographic analysis of Iberian lynx populations. *Journal of Heredity* 95: 19-28.

MEFFE, G.K. y C.R. CARROLL, eds. (1997). *Principles of Conservation Biology*. Segunda edición. Sinauer. Sunderland, MA. 729 pp.

MONTERO, J.M. (2002). *El lince en los medios de comunicación*. Jornadas Proyecto LIFE-Naturaleza: Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía, Cazorla (Jaén), 11-13 de noviembre de 2002.

MORENO, S. y R. VILLAFUERTE. (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 72:81-85.

MORENO, S., R. VILLAFUERTE, S. CABEZAS y L. LOMBARDI. (2004). Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118: 183-193.

NOWELL, K. y P. JACKSON (compilers and editors). (1996). *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland.

PALOMARES, F. (2001). Vegetation structure and prey abundance in the Iberian lynx: implications for the implementation of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38: 9-18.

PALOMARES, F., M. DELIBES, P. FERRERAS, J.M. FEDRIANI, J. CALZADA y E. REVILLA (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: pre-dispersal, dispersal and post-dispersal habitats. *Conservation Biology* 14: 809-810.

PALOMARES, F., J.A. GODOY, A. PÍRIZ, S.J. O'BRIEN y W.E. JOHNSON. (2002). Fecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian Lynx. *Molecular Ecology* 11: 2171-2182.

PALOMARES F. y J.C. RIVILLA. (2003). Primeros resultados sobre la alimentación suplementaria de linces ibéricos en libertad mediante el uso de corrales. *Galemys* 15: 31-41.

RODRÍGUEZ, A. (2004). Lince ibérico – Lynx pardinus. *En*: Carrascal, L. M. y Salvador, A. (eds.) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

RODRÍGUEZ, A. y M. DELIBES. (1990). *El lince ibérico en España: distribución y problemas de conservación*. Madrid, ICONA.

______ (1992). Current range and status of the Iberian Lynx (Felis pardina Temminck 1824) in Spain. *Biological Conservation* 61:189-196.

RODRÍGUEZ A., DELIBES M. y F. PALOMARES. (2003). *Lince ibérico: Bases para la reintroducción del lince en las sierras de Cádiz*. GIASA. Consejería de Obras Públicas y Transporte. Sevilla.

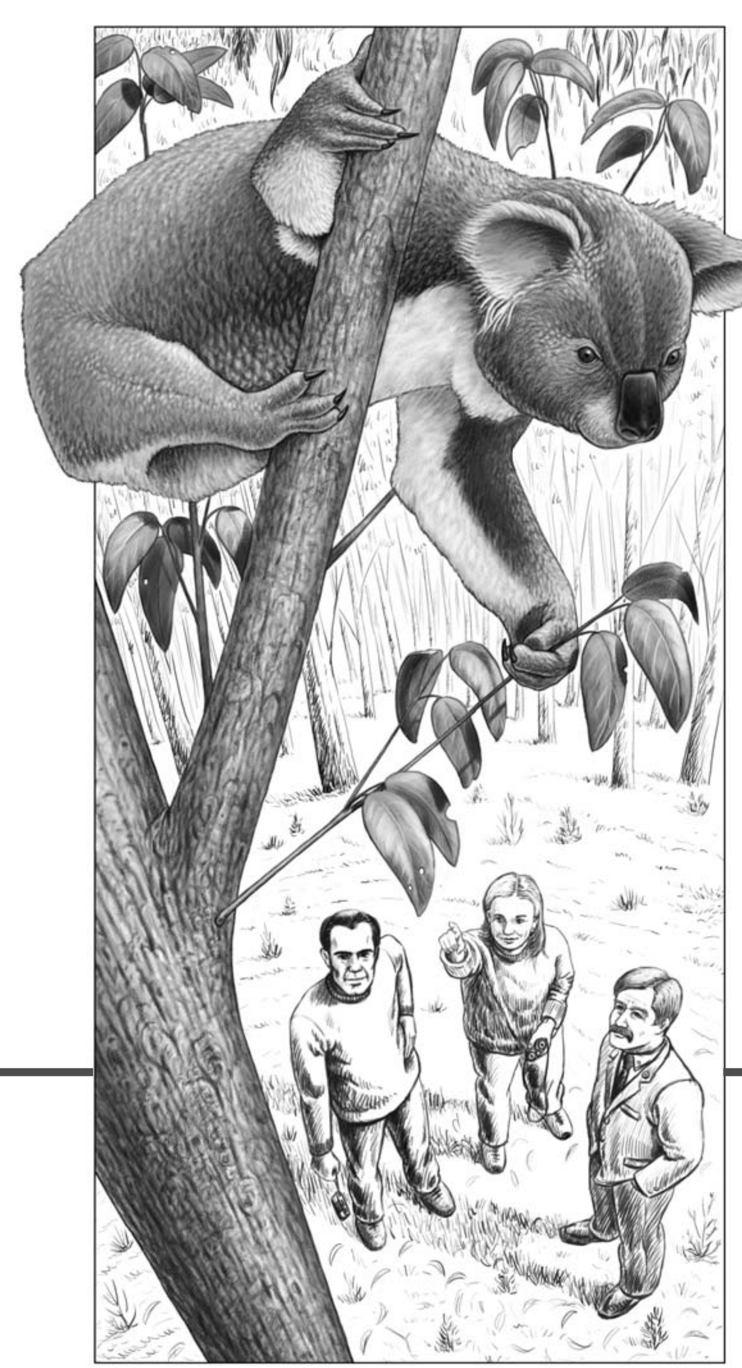
URQUIJO, A. (1975). *Protection et apparition du lynx en Espagne*. Conseil International de la Chasse, XIII Assemblée Générale Triennale, Paris-Chambord.

VALVERDE, J.A. (1963). *Información sobre el lince en España*. Boletín Técnico del Ministerio de Agricultura 1: 43 pp.

VAN DER BRINK, F.H. (1970). Distribution and speciation of some Carnivores-1. *Mammal Review* 1(3): 67-78.

VILLAFUERTE R., J. VIÑUELA y J.C. BLANCO (1998). Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.

WERDELIN, L. (1981). The evolution of lynxes. *Annales Zoologici Fennici* 18: 37-71.



PARTE III

Experiencias internacionales

14

EL ACTA DE ESPECIES AMENAZADAS DE LOS ESTADOS UNIDOS Y SUS RESULTADOS*

Joel Pagel, Tim W. Clark y Daniel Rohlf

* Traducido del inglés por Ignacio Jiménez Pérez

La Corte Suprema de los Estados Unidos de América calificó al Acta de Especies Amenazadas (conocida internacionalmente como *Endangered Species Act* o ESA) como "la protección legal para especies amenazadas más completa aprobada por nación alguna" (TVA vs. Hill 1978). Durante 30 años, los requerimientos de fondo y de procedimiento incluidos en esta ley han apoyado los esfuerzos norteamericanos para prevenir la extinción y detener el declive de especies raras de animales y plantas. El acta ha servido igualmente para promover la recuperación de algunas especies catalogadas bajo su mandato. Sin duda, la ESA sigue siendo una de las leyes ambientales más poderosas y controvertidas de los Estados Unidos.

A pesar de que la ESA afecta profundamente las decisiones sobre el uso del territorio y el manejo de vida silvestre a lo largo del paisaje americano, muy pocas especies se han recuperado hasta el punto de ser excluidas de las listas de especies protegidas. Por otro lado, los esfuerzos conservacionistas en los Estados Unidos derivados de esta herramienta legal han servido para detener o disminuir el declive y deterioro de muchas especies y los ecosistemas que éstas habitan. Sugerimos que esta combinación de resultados alentadores y otros menos positivos deriva de las fortalezas y debilidades de la misma ESA, al igual que a la irregular ejecución de su mandato como fruto de las presiones políticas.

Para examinar la recuperación de especies amenazadas en los Estados Unidos, es importante evaluar el grado de éxito logrado a través de los esfuerzos pasados y presentes destinados a lograr la conservación, restauración/recuperación y, en último caso, la retirada de algunas especies de las listados oficiales. Para ello en este capítulo: 1) ofrecemos una visión general de la ESA, incluyendo su propósito para conservar y promo-

ver la recuperación de especies amenazadas y en peligro, y su empleo para controlar programas de recuperación; 2) explicamos los continuos desafíos y limitaciones de las estrategias actuales de recuperación; y 3) discutimos las lecciones claves que creemos que se desprenden de la aproximación norteamericana a la protección de especies amenazadas.

Igualmente sugerimos que la "recuperación" no se logra cuando se alcanza un nivel poblacional acordado previamente, si no que, en realidad, la recuperación es un proceso continuo que implica compromisos a largo plazo en la gestión y seguimiento de poblaciones, junto al mantenimiento de sus hábitats. Recomendamos que los enfoques basados en actuaciones sobre el terreno deben evolucionar para incluir la máxima precaución institucional dentro de las diferentes agencias federales, tal y como fue originalmente pensado por los creadores de la ESA. Finalmente, nos unimos a los otros autores de esta obra y a otros colegas profesionales para enfatizar que los presentes esfuerzos de los Estados Unidos en este campo, a pesar de ser notables según estándares internacionales, quedan empequeñecidos por el tamaño de la tarea.

El marco legal de la Endangered Species Act

La ESA es la tercera versión, además de la más completa, de legislación proteccionista para la conservación de especies amenazadas aprobada por el Congreso de los Estados Unidos a finales de los sesentas y principios de los setentas. Al reconocer que la diversidad biológica tiene "valor estético, ecológico, histórico y científico" los legisladores diseñaron la ESA como una "red de seguridad" para prevenir la extinción de cualquier especie, al margen de su costo económico. Igualmente reconocieron la relación existente entre la conservación de especies y el funcionamiento de los ecosistemas, al escribir entre los objetivos de la ley "el proveer un medio mediante el cual los ecosistemas de los que dependen las especie amenazadas puedan ser conservados". Cuando la ley fue firmada por el Presidente Nixon en 1973, pocas personas previeron el impacto que ésta tendría tanto sobre las acciones de las agencias federales como sobre los propietarios privados de tierras. El Congreso dejó claro que la conservación de la especies incluidas en la lista de especies amenazadas debería ser una prioridad para todos los departamentos del gobierno federal, declarando que éstos "deberán utilizar sus poderes en el adecuado cumplimiento de los propósitos de este capítulo".

Los legisladores tomaron una postura firme para prevenir la desaparición de especies y hacer de su conservación una prioridad nacional. El poder de la ESA quedó de manifiesto en 1978 cuando la Corte Suprema ordenó la suspensión de un proyecto

multimillonario para construir una represa hidroeléctrica con el fin de proteger a un pequeño pez conocido como *snail darter*. La corte declaró que "el lenguaje claro del acta, sustentado por su historia legislativa, muestra claramente que el Congreso vio el valor de las especies amenazadas como 'incalculable"' (TVA vs Hill 1978).

La ESA y sus enmiendas supusieron un enorme logro porque crearon medidas reales para la protección de especies y proveyeron de medios para la obtención de la opinión de expertos sobre los efectos de posibles actividades impactantes. Estos pasos preventivos fueron institucionalizados dentro del gobierno federal (en cooperación con los Estados) para evaluar el efecto que los proyectos podrían tener sobre las especies y los hábitats antes de que éstos ocurriesen. El Acta y sus regulaciones subsiguientes, las cuales aplican a todas las personas y entidades bajo jurisdicción estadounidense, fueron diseñadas para prevenir la extinción, proteger especies en tierras públicas y privadas, e imponer sanciones a aquéllos que dañen a estas especies (incluyendo su "extracción", v.g. matar o molestar) o su hábitat crítico designado.

Todas las provisiones y requisitos incluidos en la ESA forman parte integral del proceso de recuperación de especies. Dos agencias federales están encargadas de cumplir o verificar el cumplimiento de la mayor parte de las obligaciones incluidas en el Acta. El Servicio de Peces y Vida Silvestre (FWS) tiene la responsabilidad reguladora sobre las especies terrestres y de agua dulce, mientras que el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) se encarga de las especies marinas. Mientras que sus responsabilidades incluyen los programas de recuperación de especies, lo que supone la inclusión de éstas en listados apropiados o su posterior descatalogación, cada agencia tiene otras responsabilidades con especies no consideradas oficialmente como amenazadas.

La Sección 4 de la ESA identifica la especies que serán objeto de los esfuerzos conservacionistas, al mismo tiempo que trata de definir los problemas de conservación, su terminología y establece el marco y los lineamientos para determinar lo que constituye una especie amenazada. Así, establece dos listados compuestos por especies *en peligro de extinción* (sea en la totalidad o en parte de su área de distribución), y por especies *amenazadas* que pueden pasar a estar en peligro en un futuro cercano.

Para que una especie sea designada como amenazada o en peligro, se deben cumplir "cualquiera de los siguientes cinco factores: A) la presente o prevista destrucción, modificación o reducción de su hábitat o su distribución; B) su sobreexplotación con fines comerciales, recreacionales, científicos o educativos; C) enfermedad o predación; D) la incapacidad de los mecanismos regulatorios existentes; E) otros factores naturales o antrópicos que afecten su existencia continuada". Cuando estos factores dejan de

poner en riesgo a la especie, el FWS o NMFS la consideran "recuperada" y la pueden sacar de las listas protegidas (Doremus 2000, Doremus y Pagel 2002).

La sección 4 del Acta requiere que los Servicios (FWS y NMFS) identifiquen los "hábitats críticos" que son importantes para la recuperación de las especies catalogadas, al igual que deben redactar y aprobar los "planes de recuperación" que ejecutarán las medidas destinadas a promover la conservación de aquéllas. Los planes de recuperación serán discutidos de manera detallada más adelante. Actualmente, existe un importante debate en los Estados Unidos sobre la eficacia de la designación de hábitats críticos y el gasto de fondos públicos por parte de los Servicios en el proceso de designación de especies y sus consultas asociadas. La Sección 4 establece el contexto para las medidas protectoras, delimita el alcance de los planes de recuperación e identifica los objetivos de evaluación y seguimiento del estado de cada especie catalogada.

La Sección 7 ordena la participación de los diferentes sectores del gobierno en la conservación de las especies amenazadas, mediante un concepto que los legisladores denominaron como "la institucionalización de la cautela". Esta sección obliga a las agencias federales a desarrollar programas destinados a apoyar la conservación y eventual recuperación de las especies catalogadas. Más aún, prohíbe a cualquier agencia federal la ejecución, financiación o aceptación de actividades que "amenacen la existencia continuada" de estas especies. Igualmente les prohíbe el actuar de un manera que destruya o deteriore los hábitats que FWS y NMFS han designado como críticos. Esta sección establece un proceso obligado por el cual todas las agencias federales deben consultar con FWS o NMFS cualquier proyecto que pudiera afectar a especies catalogadas. De hecho, este proceso consultivo otorga a los dos Servicios un control *de facto* sobre las acciones de las otras agencias de los Estados Unidos, siempre y cuando se considere que pueden impactar a estas especies.

Este proceso de consulta interministerial de la Sección 7 crea un "martillo" legal que obliga a todas las secciones del gobierno federal a ser explícitas en su papel en la conservación de especies y en la necesidad de identificar sus contribuciones a esta tarea. Estos procedimientos requieren que las agencias revelen no sólo los efectos directos e indirectos de sus acciones, sino también que discutan los efectos acumulativos de cualquier acción propuesta sobre las especies y sus hábitats críticos designados. La importancia de esta sección del Acta no ha sido adecuadamente reconocida por los académicos de estas disciplinas, en gran medida porque es una sección que resulta mejor conocida por los gestores públicos y por aquellos encargados en denunciar la legalidad de las acciones de las agencias gubernamentales. Por ejemplo, los autores de un análisis reciente sobre los

planes de recuperación no tuvieron en cuenta la contribución de la Sección 7 a la protección de especies (Gerber y Hatch 2002, Harvey *et al.* 2002, Schultz y Gerber 2002).

En la Sección 9, el Congreso restringe la posesión, importación o exportación, el tráfico y la extracción de todas las especies catalogadas dentro de los "Estados Unidos y las aguas territoriales de los Estados Unidos", en alta mar, y en el comercio interestatal e internacional. Más importante, esta sección ilegaliza la "extracción" de estas especies, definiendo "extracción" como la muerte, captura, molestia y acciones similares dirigidas a individuos de éstas. Este término incluye las acciones que afecten su hábitat pudiendo causar la muerte o daños de aquéllos. Este mandato tiene consecuencias significativas sobre los propietarios privados. Cualquier acción realizada en tierras privadas que afecte el hábitat de especies protegidas de manera que cause la muerte o dañe a algún ejemplar de éstas es considerada como ilegal, convirtiendo a la ESA en una especie de ley general sobre el uso de la tierra. Sin embargo, los propietarios de tierras pueden obtener permisos del FWS o NMFS para matar o dañar de manera no deliberada a algunos ejemplares de estas especies protegidas, siempre y cuando accedan a adoptar medidas que "minimicen y mitiguen" el impacto de sus actividades en aquéllas. A pesar de esto, el alcance de la Sección 9 y su prohibición de la "extracción" se ha convertido en uno de los aspectos más polémicos de la ESA.

La Sección 9 actúa en unísono con la Sección 10, la cual define los permisos necesarios para que las agencias federales e individuos puedan "extraer" especies listadas. La Sección 10 también desarrolla la necesidad y procedimientos para establecer poblaciones experimentales de especies catalogadas que estén "totalmente separadas geográficamente de las poblaciones no experimentales de la misma especie" dentro de su distribución original, con el fin de apoyar los esfuerzos de recuperación. Estas poblaciones experimentales suelen tener asociadas restricciones mucho más suaves sobre los propietarios privados afectados por su presencia y permiten evitar las tensiones típicamente asociadas al mandato de la Sección 9.

Aspectos de los programas norteamericanos para la protección y recuperación de especies

Los Estados Unidos cuentan con más de tres décadas de experiencia en la realización de programas amparados por la ESA para la protección y recuperación de especies. Durante este tiempo, diferentes cuestiones y dificultades han ido surgiendo dentro de estos programas.

Para ilustrar la complejidad de la recuperación de especies amenazadas, uno puede examinar el grado de "éxito" alcanzado en esta tarea hasta el momento. Hasta febrero del 2005, un total de 1,264 especies (518 animales y 746 plantas) han sido incluidos en las listas oficiales de la ESA en los Estados Unidos. De éstos, 988 fueron catalogados como en peligro (389 animales, 599 plantas), y 276 como amenazados (129 animales y 147 plantas). Además de éstas, los Estados Unidos han catalogado un total de 569 especies presentes en países foráneos: 517 en peligro (516 animales, 1 planta) y 42 amenazadas (40 animales y 2 plantas). Sin embargo, a pesar de que se han invertido varios cientos de millones de dólares cada año en especies amenazadas, sólo 39 han logrado salir de las listados. Nueve de estas 39 se han extinguido, y 15 fueron sacadas de las listas como resultado de su recuperación poblacional, aunque de éstas sólo ocho son de los Estados Unidos (USFWS 2005a, 2005b, Abbitt y Scott 2001, Doremus y Pagel 2001, Noecker 1998).

Catalogación y recuperación

La ESA permite que FWS y NMFS puedan catalogar (o sacar de los listados) especies, subespecies y "segmentos poblacionales diferenciados" por iniciativa propia o en respuesta a las peticiones de grupos interesados, como pueden ser científicos o grupos de ciudadanos.

La definición de un segmento poblacional diferenciado que puede ser protegido por la ESA tiene importantes consecuencias tanto para las primeras decisiones de catalogación como para una posible recuperación y descatalogación. Teniendo en cuenta que las especies o poblaciones que no están catalogadas como amenazadas o en peligro carecen de una protección legal independientemente de su verdadera situación biológica, las poblaciones que están experimentando declives poblacionales no pueden aspirar a recibir fondos federales, a no ser que puedan ser incluidas en las listas oficiales como segmentos poblacionales diferenciados.

Este concepto de los segmentos poblacionales diferenciados ha demostrado ser difícil de ser aplicado, tanto biológica como legalmente. Por dar un ejemplo, en el Noroeste del Pacífico el NMFS está actualmente evaluando el hecho de que los criaderos de alevines formen parte de un segmento diferenciado de la especie de salmón silvestre que habita en la misma región geográfica. Este asunto tiene implicaciones cruciales para los esfuerzos para conservar los salmones. NMFS ha propuesto que los salmones de criadero sean parte de un segmento poblacional protegido con la intención de convertir a la propagación artificial en una estrategia clave en la conservación de la

especie, lo que puede reducir los esfuerzos por conservar los *stocks* existentes de salmones silvestres. Sin embargo, esta propuesta ha generado una importante oposición ya que se cree que la propagación artificial tiene efectos negativos sobre la composición genética del componente silvestre del segmento poblacional diferenciado.

Definiendo la recuperación

Una vez que las especies o los segmentos poblacionales diferenciados han sido definidos e incorporados a las listas de especies protegidas bajo la ESA, el FWS y NMFS deben definir lo que significa "recuperación" para cada uno de ellos. La definición de este término de manera que sea socialmente aceptable y que al mismo tiempo sea una meta alcanzable para los gestores de recursos implica dificultades de tipo legal, social y científico. Un problema general es que los equipos de recuperación que redactan los planes de recuperación rara vez consideran el proceso de descatalogación, a pesar de que sus metas incluyen la estabilización y el posterior aumento de la población de la especie. Además de esto, se encuentran con falta de datos, fondos escasos, poco personal y una atención política negativa, entre otros problemas, lo que hace que el establecimiento de metas de recuperación que sean biológicamente factibles se convierta en algo muy difícil. Para el momento en que otras burocracias o grupos externos de presión comiencen a imponer sus definiciones de cuando se debe considerar la recuperación como completa, es probable que la agencia responsable se encuentre prácticamente paralizada (Pagel *et al.* 1998).

La ESA no establece parámetros biológicos precisos para definir cuando una especie está "recuperada". El Acta define a una especie "recuperada" como aquella que ya no necesita más protección para asegurar su persistencia. Pero mucha gente involucrada en programas de recuperación recalcan que la recuperación implica mucho más que el mero aumento de los números poblacionales. De este modo, nunca existe un nivel de recuperación sobre el que están de acuerdo todas las partes, aunque sean los científicos involucrados en el proceso. Demasiado a menudo, son las opiniones subjetivas de los "expertos" las que predominan sobre la colecta de datos o el análisis poblacional riguroso. Con la ausencia de criterios de recuperación explícitos dentro de la ESA, cada agencia, equipo de recuperación o político tiene un amplio margen a la hora de definirla.

Los planes de recuperación son un requisito legal incluido en la ESA para cualquier especie catalogada. Sin embargo, incluso en el caso de que se logren las metas de estos planes, resulta obvio para la mayor parte de la gente involucrada en la gestión e inves-

tigación de especies amenazadas que la recuperación es una tarea a largo plazo que requiere acciones de seguimiento y mantenimiento mucho tiempo después que una especie ha sido oficialmente descatalogada.

Se han sugerido criterios numéricos para decidir cuándo se pueden considerar a las poblaciones o unidades evolutivas significativas como recuperadas (Doremus y Pagel 2001, Elphick *et al.* 2001, Ralls *et al.* 1996). Igualmente, modelos elegantes con una clara base empírica han sido construidos con la intención de suministrar una base teórica para aumentar las poblaciones hasta que puedan alcanzar el punto de recuperación. Sin embargo, estos modelos rara vez son leídos o discutidos, menos aún aplicados, por aquéllos que toman las decisiones diarias sobre la gestión del territorio. Y a pesar de la solidez de estos modelos teóricos, todavía quedan enormes problemas ecológicos y biológicos para comprobar sobre el terreno que las poblaciones han cumplido con estos criterios numéricos de recuperación. Estos problemas incluyen la evaluación de la seguridad de la población, el seguimiento riguroso de los números poblacionales de una población amenazada, y simplemente observar la dispersión y recolonización de individuos dentro de su antiguo ámbito de distribución, entre otros.

Visto esto, es probable que el número de especies descatalogadas no sea una buena medida del éxito de la ESA. La decisión de cuando eliminar la protección legal de una población en aumento es tanto un dilema conceptual como práctico. Por esto recomendamos que la recuperación sea medida a través de parámetros biológicos, pero que al mismo tiempo sea incluida suficiente información procedente de la sociedad para determinar qué niveles poblacionales pueden satisfacer las necesidades de ésta, al igual que las de los políticos, gestores de recursos naturales y técnicos de campo.

Un factor común que los tres autores hemos encontrado a lo largo de nuestras experiencias profesionales es que la política de la recuperación suele tapar la biología de ésta. Los profesionales de la conservación a menudo no entienden que nunca existe un nivel exacto de recuperación sobre el que coincidan todos los participantes de un programa de recuperación. Insistiendo todavía más, cualquier agencia, equipo de recuperación o político que controle la fase de terminación de estos programas tiene una enorme influencia no sólo sobre como el público percibe el problema, sino también sobre como los técnicos llevan a cabo las acciones de conservación, a través de las definiciones, las reglas y hallazgos relacionados con la descatalogación final o propuesta, los procesos de recuperación oficialmente aceptados, el programa de seguimiento posterior a la descatalogación y la publicidad subsiguiente. Esto puede tener como resultado que los profesionales acaben simplemente verificando el cumplimiento de las

tareas más sencillas, en lugar de realmente buscar la ejecución de las tareas más importantes o más efectivas, con la mera intención de poder decir a sus jefes y al público que las actividades de la recuperación se están cumpliendo.

Un repaso a los planes de recuperación y los equipos de recuperación

La ESA establece directrices para que FWS y NMFS "desarrollen y ejecuten planes (...) para la conservación y supervivencia de las especies en peligro y amenazadas". En muchos casos los planes de recuperación son elaborados por equipos formados por académicos y personal gubernamental con experiencia profesional o personal con la especie en cuestión.

Los programas de recuperación para las especies listadas bajo la ESA son descritos dentro de los respectivos planes de recuperación. Estos planes sirven como lineamientos para las agencias e individuos con el fin de que puedan evaluar el impacto de sus acciones sobre la especie en cuestión. Estos documentos son habitualmente redactados por expertos destacados en la especie, quienes buscan detallar tareas y metas. Sin embargo, con el fin de ahorrar costos, FWS ha optado por hacer que muchos de estos planes sean elaborados por sus biólogos aunque no tengan una experiencia clara en las especies para las que están dirigidos estos documentos. El Congreso obliga a que el gobierno promueva los comentarios y aportaciones públicos durante la elaboración de estos planes. Éstos suelen seguir un formato estandarizado que incluye apartados sobre las amenazas para la conservación de la especie, su biología y ecología, una descripción de actividades específicas para cada sitio de gestión y seguimiento, criterios objetivos y medibles que deben resultar en la descatalogación de la especie, y, finalmente, una estimación del tiempo y dinero que puede costar la ejecución del plan. El equipo de recuperación debe determinar cuáles son las metas más importantes dentro del plan y cuáles son consideradas como necesarias para promover la recuperación (Gerber y Hatch 2002, Schultz y Gerber 2001, Tear *et al.* 1993, Wilcove *et al.* 1993).

Una vez que un plan ha sido aprobado por el Secretario de Interior, las agencias reguladores (FWS y NMFS) tienen la responsabilidad de ejecutarlo (ver Lundquist *et al.* 2002, Harvey *et al.* 2002, y Crouse *et al.* 2002). Los enfoques de conservación varían según el plan, dependiendo tanto de la biología y ecología de la especie, como de las agencias e instituciones públicas, la política local y el carisma de la especie (Abbitt y Scott 2001, Cash 2001, Meyer 2001, Clark 1997).

La restauración de especies amenazadas es una tarea cara que requiere el apoyo y la financiación públicos. Sin embargo, poco se gasta al año excepto en el caso de especies carismáticas o de alto perfil. Debido a los recortes de presupuesto, existen numerosas especies catalogadas que cuentan con únicamente 100$ al año para el financiamiento de acciones de seguimiento, consultas, protección y conservación. El gasto total anual en especies amenazadas ha ido disminuyendo a pesar de que el número de especies catalogadas ha ido aumentado cada año (USFWS 1997). FWS está obligado a revisar sus gastos en especies amenazadas y en su más reciente informe fiscal para 1997 indicaba que para el 70% de las especies catalogadas se habían gastado 0-30,000$ por año, con una mediana de gastos de sólo 13,800$ por especie invertidos en protección, seguimiento, investigación, gastos administrativos, adquisición de tierras y gastos de informes. Las agencias gastaron más del 50% de los fondos disponibles (135,270,440$ de un total de 300,931,000$) en sólo 10 especies carismáticas (0.09% de la lista), siendo las *top 5* el salmón de Snake River, el salmón *sockeye* del mismo río, el cárabo moteado norteño y el pájaro carpintero de nuca roja (USFWS 1997:45). Dentro de este contexto, un total de 35,019,600$ fueron invertidos en la compra de tierras.

A pesar de que la prevención de los declives poblacionales resulta mucho más económica que remediarlos una vez ya han ocurrido, la tendencia no se ha dirigido hacia la creación de programas de conservación preventiva. Todo esto nos hace concluir que en los Estados Unidos los programas de recuperación amparados por la ESA están mínimamente financiados, pobremente equipados de personal, y a menudo tienen una escasa probabilidad de tener éxito excepto en el caso de especies carismáticas (Wilcove *et al.* 1993, Easter-Pilcher 1996, Cash 2001, Restani y Marzluff 2001, Meyers 2001, Miller *et al.* 2002). Miller *et al.* (2002:167) sugieren que los programas de especies amenazadas en los Estados Unidos han sido financiados con "menos del 20% de la cantidad que estimamos que sería necesario para lograr que la tarea se cumpliese". Aunque no se haya cuantificado con el mismo detalle, parece que esta tendencia existe también internacionalmente (Shorgren *et al.* 2001).

La ejecución de los planes de recuperación

Muy pocas especies de los Estados Unidos han sido descatalogadas como resultado de haberse recuperado. La mayor parte de las descatalogaciones han sido fruto de la extinción o de errores taxonómicos. Más aún, los planes de recuperación no sirvieron como una guía significativa para las 15 especies que han sido descatalogadas debido a sus

aumentos poblacionales. La creencia entre académicos y el público general de que los planes de recuperación son beneficiosos para la restauración de las especies y su subsiguiente descatalogación es una de las falacias mayores de la ESA y los procesos de conservación guiados por ésta. Las agencias están obligadas a redactar los planes de recuperación pero la realización sobre el terreno de éstos no está claramente solicitada, ni el Congreso tiene la obligación de otorgar fondos a FWS y NMFS para ejecutarlos.

Las agencias competentes son a menudo incapaces para lograr que su personal o agencias hermanas participen en los esfuerzos de recuperación. Incluso en los casos en que una especie pueda aumentar sus números hasta niveles que puedan justificar su descatalogación, varias tareas incluidas en el plan de recuperación tendrán que ser completadas antes de que ésta pueda ocurrir. A pesar de que los planes de recuperación han sido útiles, muchos de ellos no han cumplido con su potencial como documentos estratégicos.

Hay además algunos problemas adicionales con varios de estos planes. Schultz y Gerber (2002) destacaron que varios planes de recuperación no enlazan la ecología de la especie con los esfuerzos de recuperación. Lundquist *et al.* (2002) encontraron que muchas de las prioridades destacadas dentro de los planes no son tenidas en cuenta a la hora de ejecutar los programas derivados de éstos. Los planes elaborados por académicos o científicos a menudo incluyen metas que son inviables o inapropiadas desde el punto de vista de un gestor, dejando de tener en cuenta, por ejemplo, los procesos de consulta dentro de y entre agencias, tal y como sucede con los conflictos y necesidades provenientes de la Sección 7. Nuestra experiencia directa con numerosos programas de recuperación y la revisión de muchos más nos muestra que muchas tareas esenciales son escasamente tenidas en cuenta, cuando no ignoradas, por las agencias federales y estatales encargadas de la gestión del territorio. Las apelaciones al procedimiento y los pleitos legales pueden detener o retrasar proyectos, mientras que las agencias se muestran incapaces para cumplir con las tareas oficialmente requeridas debido a una falta de fondos y liderazgo.

A menudo los planes de recuperación no son revisados y actualizados según va apareciendo nueva información procedente del terreno (Harvey *et al.* 2002), a pesar de que el Congreso reconoció que estos documentos no deben ser estáticos y pueden requerir actualizaciones. Muchas especies fueron gestionadas, hasta su descatalogación, bajo planes de recuperación extremadamente anticuados que no habían sido actualizados y subsiguientemente reevaluados (Pagel *et al.* 1996). Los equipos de recuperación son desmantelados o ignorados una vez que el plan ha sido completado, lo

que retira el contacto en los niveles altos que los investigadores necesitan para poder interactuar satisfactoriamente con las agencias responsables. En algunos casos, partes de los planes de recuperación son ejecutadas mientras cuentan con la participación de algunos biólogos de campo notables, o cuando los equipos de recuperación están unidos por un propósito común y son guiados por un líder que sigue abogando por la conservación de la especie (Ralls *et al.* 1996).

Un problema final con los planes de recuperación es que el logro parcial o completo de las metas señaladas en éstos no es un requisito necesario para la descatalogación de la especie. En nuestra experiencia, los creadores de estos planes creen que las metas de recuperación están diseñadas como una “línea de meta” para la recuperación de la especie. Sin embargo, los requerimientos legales de la ESA ordenan que la agencia responsable debe demostrar la recuperación adecuada de una especie en contraste con los cinco criterios usados en su catalogación original (Doremus y Pagel 2001, Doremus 2000, ESA) (ver más arriba). De este modo, según una interpretación adecuada de las reglas la descatalogación sería considerada como la acción inversa del proceso de catalogación (Doremus y Pagel 2001).

Éxitos y fracasos de los equipos de recuperación

La composición de los equipos de recuperación y su habilidad para involucrarse activamente en la gestión de la especie, además de la revisión de los planes de recuperación cuando así sea requerido, son elementos claves tanto para la adecuada ejecución de los planes como para lograr la atención a largo plazo necesaria para evitar que aquélla desaparezca (Clark 1997, Rohlf 1991, 2001, Pagel *et al.* 1996, 1998). Los típicos equipos de recuperación suelen incluir varios expertos en la especie junto con representantes de las agencias responsable. Sin embargo, no reciben ningún entrenamiento sobre cómo interactuar, operar conjuntamente o ejecutar sus tareas. A menudo se encuentran por periodos limitados, se comunican por videoconferencia o por correo electrónico, y trabajan con calendarios extremadamente ajustados como voluntarios o como consultores específicamente seleccionados. En nuestra experiencia, los equipos que parecen crear los mejores planes de recuperación tienden a representar una amplia variedad de disciplinas científicas, tratan de ser apolíticos a la vez que públicamente comprometidos con la causa, y conocen bien las reglas y normativas de la ESA con respecto a la “extracción” y el proceso consultivo asociado a la Sección 7. Estos equipos son igualmente capaces de lograr la atención de los Servicios, además del financiamiento y recursos necesarios para la especie. Por ejemplo, Ralls (1996) y USFWS

(2003) observaron como un equipo asertivo y científicamente orientado fue capaz de revisar el plan de recuperación de la nutria marina sureña de tal manera que pudiese facilitarse la revisión interna y externa. Además de esto, el enfoque de este equipo promovió la participación federal expresada en un apoyo continuado al equipo de recuperación y a los otros participantes en el proceso de recuperación de las nutrias.

Los equipos de recuperación de especies deberían estar formados por expertos y asesores poseedores de diversas habilidades biológicas, sociales y legales, junto con una comprensión de la política entre agencias, los procesos de consulta y el marco legal de la ESA. Los planes de recuperación deben ser revisados regularmente y actualizados con base en los resultados de su seguimiento, para ser posteriormente sometidos a un proceso de comentarios públicos y revisión por pares externos. Siempre que sea apropiado, los objetivos actualizados de estos planes deberán servir como criterios administrativos para determinar cuando se ha logrado la recuperación.

La participación ciudadana y otros asuntos

Los enfoques de conservación destinados a la recuperación de una especie varían con el tiempo y los lugares dependiendo de los problemas que vayan surgiendo, el carisma de la aquélla, su biología y ecología, al igual que los cambios en las agencias responsables y las instituciones públicas, la política local y los contenciosos legales (Abbitt y Scott 2001, Cash 2001, Meyer 2001, Clark 1997). Parte del crédito por el éxito de la ESA proviene de los ciudadanos y grupos no gubernamentales interesados en la conservación de especies amenazadas, junto con académicos preocupados por el tema, investigadores y administradores de tierras.

Cualquier parte interesada puede someter una petición al FWS o NMFS para que añadan una especie en las listas protegidas o la excluyan, y la agencia debe responderla dentro de un tiempo establecido. Además de esto, la ley incluye una cláusula que permite a las ONGs o individuos denunciar en la corte a las agencias federales para obligarlas a cumplir con sus obligaciones en este campo. Los demandantes también pueden iniciar un pleito legal contra cualquier propietario privado cuyas acciones impliquen una "extracción" penada de una especie protegida. Cada año se dan numerosas demandas de este tipo por parte de ciudadanos, de las cuales varias han implicado una protección adicional para las especies amenazadas y en peligro.

Consideramos que la participación pública es enormemente importante y se ha destacado como una de las razones principales del éxito de la ESA. La solicitud de

aportaciones y sugerencias públicas contribuye a crear una conciencia más amplia de los problemas de conservación y un mayor apoyo a los planes de recuperación. Las previsiones legales con respecto a las demandas de los ciudadanos suministran un ímpetu adicional a las agencias federales dubitativas para que éstas empleen el máximo peso de su autoridad y recursos para lograr la recuperación de las especies. De este modo, los grupos de ciudadanos influencian la conservación a largo plazo mediante acciones directas en apoyo de la recuperación y al influenciar el proceso político y los recursos derivados de éste que son invertidos en la tarea.

Recomendaciones

La experiencia norteamericana en el campo de las especies amenazadas ofrece tanto buenos como malos ejemplos (ver Clark 1997, Snyder y Snyder 2000, y Nie 2003 en los ejemplos del turón de patas negras, el cóndor de California y el lobo, respectivamente). Nuestro éxito a la hora de prevenir la extinción parece no tener parangón, aunque la experiencia de EUA para recuperar especies parece menos destacable. Las propuestas y decisiones actuales destinadas a sacar de los listados a especies como el halcón peregrino, el águila calva o los lobos, se están topando con controversias y litigios. Incrementar poblaciones hasta niveles suficientemente altos como para hacer posible su salida de los listados se presenta como una tarea extremadamente difícil, y en muchos casos, tal y como indicó Doremus (2000), la recuperación “es una meta a aspirar, no una expectativa realista”.

Ofrecemos las siguientes tres sugerencias para mejorar el proceso de recuperación, no sólo en EUA, sino en el ámbito mundial, teniendo en cuenta que tanto el uso razonable de los recursos existentes y como un aumento de los fondos disponibles son absolutamente necesarios para restaurar especies amenazadas.

(1) Para desarrollar estrategias de conservación exitosas las agencias, ONGs y el público deben primero definir claramente los estándares y metas de éstas, al mismo tiempo que se trabaja dentro del espíritu y la letra de las leyes.

El no definir los estándares de recuperación, riesgo, extracción (incluyendo molestias), los segmentos de población diferenciados y la posible recatalogación de emergencia, afecta negativamente los esfuerzos sobre el terreno y todo el proceso de planificación para la recuperación. Las agencias deben trabajar de manera más eficiente con todos los grupos interesados, incluyendo los expertos en la especie, académicos en los ámbi-

tos legal y de las ciencias sociales, y los grupos de ciudadanos pertinentes. Todos estos grupos son necesarios para desarrollar estándares explícitos que las agencias y el público puedan usar como metas específicas para la recuperación. Los equipos de recuperación y el personal gubernamental deben trabajar en el diseño de metas de recuperación que sean tanto administrativamente vinculantes como expuestas a la revisión de los expertos apropiados anualmente o bianualmente.

Es muy probable que la experiencia norteamericana, cargada de pleitos legales, sea única y no se pueda aplicar a otros lugares. Sin embargo, muchos esfuerzos sinceros de recuperación se han visto todavía más limitados por la incomodidad de los jefes de las agencias a la hora de tomar decisiones que limiten el uso de los recursos. Este es un caso donde, a pesar de existir una meta formal claramente definida, ésta se ha visto desplazada por otras metas informales y operativas; un problema común dentro del comportamiento burocrático.

(2) La recuperación de especies amenazadas debe ser integrada y aplicada en y por los diferentes programas gubernamentales. Esto puede requerir una legislación adicional.

La recuperación funcionará mejor si las tareas desarrolladas por los equipos de recuperación son escritas de tal manera que sean comprendidas y ejecutadas por los biólogos responsables de las actividades administrativas y de campo. Esto debe sumarse al hecho de que los investigadores y académicos deben estar incluidos en el proceso de planificación y ejecución de las tareas. Creemos que es muy importante desarrollar una mayor comprensión y dedicación de los planes de recuperación a través de las diferentes agencias gubernamentales. Los esfuerzos de conservación de hábitat deberán ser igualmente institucionalizados. La recuperación de especies amenazadas no es algo que un solo equipo o agencia pueda llevar a cabo con un presupuesto limitado.

En los Estados Unidos hemos observado que el proceso consultivo entre agencias es realizable, pero que se ha convertido fundamentalmente en un ejercicio de papeleo donde las agencias cooperantes ponen el mayor esfuerzo en tratar de evitar reformas dentro de su propias instituciones o demandas legales mediante la minimización de los errores de procedimiento. Todas las agencias deben esforzarse para asegurar que las discusiones y planificaciones realizadas por y entre ellas tengan una aplicación sobre el terreno. Actualmente, muchos de los biólogos federales van al campo rara vez para observar o dar seguimiento a las poblaciones silvestres, o para evaluar el hábitat donde las acciones de conservación pueden ocurrir.

3) Los académicos, las agencias y el público deben trabajar para eliminar los factores que primero amenazaron a la especie, y deben seguir vigilantes para evitar que vuelvan a ser incluidas en los litados.

Tal y como indicamos anteriormente, muchas especies nunca llegarán a recuperarse. Debido a los factores que afectan a sus poblaciones (fragmentación del hábitat, especies invasoras, enfermedades, etc.), la mayoría de las especies amenazadas o en peligro nunca alcanzarán los niveles poblacionales donde pueden ser consideradas como seguras. La misma naturaleza del listado y las múltiples causas del enrarecimiento de las especies sugieren que para muchas especies nunca serán alcanzados los niveles ecológicos previamente aceptables.

Los biólogos deberán invertir mayores esfuerzos en la recolección de datos biológicos y ecológicos que puedan ser usados para determinar los listados y las recuperaciones. Muchas especies endémicas han evolucionado dentro de un pequeño ámbito de parámetros ambientales, y cuando estas características de hábitat han sido eliminadas, la recuperación poblacional resulta a menudo imposible. Estas especies requerirán acciones continuas de seguimiento y mantenimiento, al igual que una vigilancia continúa para asegurar la sostenibilidad poblacional.

El mantenimiento de la trama de nuestros ecosistemas y la conservación de las especies amenazadas requieren de la conciencia y el apoyo a una gran gama de esfuerzos de investigación y gestión en maneras que sean prácticas y adecuadas al contexto de cada caso (i.e., socialmente relevantes). Los programas de recuperación de especies deben gozar de un mayor esfuerzo financiero y de personal. Debemos reconocer que los humanos tenemos un mayor impacto directo, indirecto y acumulativo en el ámbito espacial y temporal de lo que pueden llegar a proyectar los mejores expertos. Con la actual tasa mundial de crecimiento poblacional, ninguna acción dirigida a conservar las especies amenazadas logrará eliminar completamente el potencial de extinción; nuestras acciones sólo retrasan este desenlace. La conservación es una tarea de largo plazo.

Conclusiones

Apoyamos firmemente el Acta de Especies Amenazadas de EUA, a pesar de su implementación y sus importantes debilidades. Esta ley norteamericana, que representa la creencia de la sociedad en que todas las especies son importantes, ha servido como una

"red de seguridad" para las especies amenazadas por más de tres décadas. El Acta ha demostrado que no sólo previene la extinción y apoya la conservación de las especies, sino que además mejora los niveles de vida de la gente al proteger los componentes de su ambiente. Muchas otras leyes ambientales del país han resultado inadecuadas para proteger especies o ecosistemas, a pesar de que fueron creadas como complementos de la ESA. Sin embargo, a pesar de su utilidad, muchos de los objetivos de esta Ley van a resultar elusivos debido a las enormes dificultades relacionadas con el control de las poblaciones humanas y la limitación del uso de los recursos.

Hasta la fecha la ESA sigue siendo el modelo de conservación de especies amenazadas para las agencias federales y no federales. Esperamos que el Acta sirva no sólo para prevenir extinciones sino para ayudarnos a trascender las consideraciones económicas y el cabildeo político para promover la recuperación eventual de muchas especies incluidas en los listados oficiales.

El biólogo americano Aldo Leopold ha servido como guía para muchos biólogos y gestores de recursos naturales gracias a su Ética de la Tierra y su reconocimiento de la importancia intrínseca de cada "pieza y engranaje". Muchos de nosotros que trabajamos en el campo de los recursos naturales aplicamos estos principios en nuestro trabajo y nuestras vidas porque valoramos las áreas silvestres, los ecosistemas naturales y la fauna salvaje. Pero si el público general no entiende también la importancia de la conservación de especies amenazadas, cuando vengan los periodos de restricciones económicas no van a ser capaces de ver la importancia de apoyar los programas de recuperación. A pesar de que el Acta de Especies Amenazadas de los Estados Unidos no es el único camino para proteger especies o promover su recuperación, durante más de 30 años ha servido para, directa o indirectamente, proteger una parte de la diversidad biológica del planeta.

Agradecimientos

Agradecemos a la gente de España y a nuestros nuevos colegas su hospitalidad y amistad durante nuestra visita en Diciembre de 2002. Agradecemos a Ignacio Jiménez por su invitación a participar en este proyecto y por sus numerosos comentarios a nuestra contribución escrita para este libro. Igualmente agradecemos a D. Casey, E. Punkay, S. Pagel, Q. Rohlf, A. Rohlf, L. Rohlf y M.L. Johnson por sus comentarios y apoyo durante la elaboración de este texto.

Bibliografía

ABBITT, R.J.F. y J.M. SCOTT. (2001). Examining differences between recovered and declining endangered species. *Conservation Biology* 15:1269-1273.

CASH, D.W. (2001). Beyond the cute and fuzzy: Science and politics in the US Endangered Species Act. *En:* Shogren and Tschirhart (eds) *Protecting endangered species in the United States: Biological needs, political realities, economic choices*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

CLARK, T.W. (1997). *Averting extinction: Reconstructing endangered species recovery*. Yale Univ. Press, New Haven.

CLARK, T.W. y R.D. BRUNNER. (1996). Making partnerships work in endangered species conservation: An introduction to the decision process. *Endangered Species Update* 13:1-5.

CLARK, T.W. y R.L. WALLACE. (In press). Finding the keys to effective endangered species conservation. *En*: Davis et al. (eds), *The endangered species act at thirty: Lessons and prospects*. Island Press, Washington D.C.

CROUSE, D.T., L.A. MEHRHOFF, M.J. PARKIN, D.R. ELAM y L.Y. CHEN. (2002). Endangered species recovery and the SCB study: A US Fish and Wildlife Service perspective. *Ecological Applications* 12:719-723.

DOREMUS, H. (2000). Delisting endangered species: An aspirational goal, not a realistic expectation. *Environmental Law Reporter*; News and Analysis. 30:10434-10454.

DOREMUS, H. y J.E. PAGEL. (2001). Why listing may be forever: Perspectives on delisting under the US Endangered Species Act. *Conservation Biology* 15:1258-1268.

EASTER-PILCHER, A. (1996). Implementing the Endangered Species Act: Assessing the listing of species as endangered or threatened. *BioScience* 46:355-363.

ELPHICK, C.S., J.M. REED y J.M. BONTA. (2001). Correlates of population recovery goals in endangered birds. *Conservation Biology* 15:1285-1291.

GERBER, L.R. y L.T. HATCH. (2002). Are we recovering? An evaluation of recovery criteria under the US Endangered Species Act. *Ecological Applications* 12:668-673.

HARVEY, E., J.M. HOEKSTRA, R.J. O'CONNOR y W.F. FAGAN. (2002). Recovery plan revisions: progress or due process? *Ecological Applications* 12:682-689.

LUNDQUIST, C.J., J.M. DIEHL, E. HARVEY y L.W. BOTSFORD. (2002). Factors affecting implementation of recovery plans. *Ecological Applications* 12:713-718.

MEYER, S.M. (2001). Community politics and endangered species protection. *En:* Shogren y Tschirhart (eds.) *Protecting endangered species in the United States: Biological needs, political realities, economic choices*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

MILLER, J.K., J.M. SCOTT, C.R. MILLER y L.P. WAITS. (2002). The Endangered Species Act: Dollars and sense? *BioScience* 52:163-168.

NIE, M.A. (2003). *Beyond wolves: the politics of wolf recovery and management*. Minnesota Press, Minneapolis.

NOECKER, R.J. (1998). *Endangered species list revisions: a summary of delisting and downlisting*. Congressional Research Service, Washington D.C.

PAGEL, J.E., D.A. BELL y B.E. NORTON. (1996). Delisting the American peregrine falcon: Is it premature? *Wildlife Society Bulletin* 24:429-435.

PAGEL, J.E., D.A. BELL y M. L. JOHNSON. (1998). When is an endangered species recovery complete: Is delisting the American peregrine falcon appropriate? *Trans. North Am. Wildl. and Natural Resources Conference* 63:463-474.

RALLS, K., D.P. DEMASTER y J.A. ESTES. (1996). Developing a criterion for delisting the southern sea otter under the US Endangered Species Act. *Conservation Biology* 10:1528-1537.

RESTANI, M. y J.M. MARZLUFF. (2001). Avian conservation under the Endangered Species Act: expenditures versus recovery priorities. *Conservation Biology* 15:1292-1299.

ROHLF, D.J. (1991). *The Endangered Species Act: A guide to its protections and implementation*. Stanford Env. Law Soc., Stanford.

______ (2001). Jeopardy under the Endangered Species Act: Playing a game protected species can't win. *Washburn Law Journal* 41:1.

SCHULTZ, C.B. y L.R. GERBER. (2002). Are recovery plans improving with practice? *Ecological Applications* 12:641-647.

SNYDER, N. y H. SNYDER. (2000). *The California condor; a saga of natural history and conservation*. Academic Press, New York.

TEAR, T.H., J.M. SCOTT, P.H. HAYWARD y B. GRIFFITH. (1993). Status and prospects for success of the Endangered Species Act; a look at recovery plans. *Science* 262:976-977.

TVA VS. HILL. (1978). 437 U.S. 153.

USFWS. (1997). http://endangered.fws.gov/expenditures/Fy_1997.pdf.

USFWS. (2003). *Final revised recovery plan for the southern sea otter (Enhydra lutris nereis)*. USFWS, Portland OR.

USFWS. (2005a). http://ecos.fws.gov/tess_public/.

USFWS. (2005b). http://ecos.fws.gov/tess_public/html/boxscore.html.

WILCOVE, D.S., M. MCMILLAN y K.C. WINSTON. (1993). What exactly is an endangered species? An analysis of the US endangered species list; 1985-1991. *Conservation Biology* 7:87-93.

WILCOVE, D.S., D. ROTHSTEIN, J. DUBOW, A. PHILLIPS y E. LOSOS. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607-615.

15

LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS EN AUSTRALIA*

Lecciones para una implementación efectiva (Una perspectiva americana)

Tim W. Clark

* Traducido del inglés por Ignacio Jiménez Pérez

Australia es un líder global en la conservación de especies amenazadas y biodiversidad. Esta nación ha aportado importantes innovaciones, entre las que se incluye la pionera Acta para la Garantía de la Flora y Fauna del Estado de Victoria en 1988 (*Flora and Fauna Guarantee Act,* a partir de ahora citada como FFG), la cual busca "garantizar" la preservación de toda la fauna y flora nativa (i.e., especies y comunidades) hasta el futuro lejano. El Acta también busca identificar procesos amenazantes (v.g., especies introducidas, cambio climático) para atenuarlos. Esta ley de ámbito estatal influenció la manera como se concibe la conservación biológica y las políticas de manejo en Australia e internacionalmente. Debido a que el patrimonio biológico australiano es tan único en el ámbito global y a que es el único país que además es un continente, es mucho lo que podemos aprender de la experiencia de conservación de este país. Australia sirve como hogar para más de un millón de especies, muchas de las cuales no se encuentran en ningún otro lugar del planeta. Cerca del 85% de sus plantas superiores, el 84% de sus mamíferos, más del 45% de sus aves, y el 89% de sus peces continentales de aguas templadas son endémicos. Claramente la conservación de la biodiversidad australiana es una prioridad global. Al mismo tiempo, Australia ha sufrido cambios ambientales dramáticos desde su colonización por los europeos hace 200 años. Los desafíos son grandes e igualmente las oportunidades para lograr la meta de "garantizar" este patrimonio.

Este capítulo, dividido en tres secciones, ofrece una visión general de las políticas de conservación de especies amenazadas en Australia, describe dos casos concretos (el bandicoot rayado oriental y el koala) que muestran las complejidades asociadas a la implementación de esas políticas, y muestra cómo lograr la transición hacia un enfoque integrado para la gestión de especies amenazadas. Mi punto de vista es el de un norteamericano que ha participado y observado la gestión de especies amenazadas en

Australia. Este capítulo refleja mi experiencia en ese país, basada en 15 visitas desde 1985. He trabajado en equipos involucrados en la conservación de especies sobre el terreno, en talleres, realizando análisis de viabilidad poblacional, y en evaluaciones de programas y políticas. A la hora de preparar esta revisión y sus recomendaciones, me basé en mis contactos australianos, sitios web, y materiales escritos. Además de esto, he participado en la recuperación de especies amenazadas en los Estados Unidos desde antes de la promulgación del Acta de Especies Amenazadas en 1973 (ver Clark *et al.* 2001, Wallace *et al.* 2002, Clark y Wallace en prensa).

I. La protección de especies amenazadas en Australia: una visión general

El sistema de gobierno australiano se asemeja al español en el sentido de que los estados tienen mucha fuerza a la hora de establecer y ejecutar las políticas de gestión. Los Estados son unidades independientes y manejan casi todos los asuntos de importancia dentro de sus fronteras. El Gobierno Federal de la *Commonwealth* australiana apoya a los estados, ayuda a que se coordinen dentro de un mismo programa común, y gestiona los asuntos de importancia internacional, como es el caso de la seguridad nacional y otros intereses nacionales comunes (v.g., tratados de cambio climático). Prácticamente toda las actividades de conservación de especies amenazadas son ejecutadas por los estados. Las tres leyes más importantes para la protección de especies amenazadas en el país son la ya citada *Flora and Fauna Guarantee Act* (FFG) de Victoria aprobada en 1988, la *Commonwealth Endangered Species Protection Act* (CESP) de ámbito federal y aprobada en 1992, y la *Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act* (EPBC) de 1999, también de ámbito federal. Éstas son resumidas a continuación y representan un continuo cronológico. En cierto modo estas leyes simbolizan los mejores estándares legales en el ámbito mundial, superando en muchos aspectos a la *Endangered Species Act* de los Estados Unidos de 1973 con sus subsiguientes enmiendas. Las tres leyes contienen lenguaje y requisitos únicos.

A. Acta para la Garantía de la Flora y Fauna del Estado de Victoria (FFG) de 1988

La gestión de especies amenazadas fue oficialmente iniciada con la FFG de 1998. Esta ley pionera ha estimulado las otras leyes de ámbito estatal y federal. Anteriormente numerosas personas en las universidades, ONGs, gobiernos y dentro del público general habían estado preocupadas e involucradas en la conservación de especies amenazadas. Sin embargo, no fue hasta ese año que su preocupación colectiva se materializó en la

FGG bajo la guía de Philip Sutton, quien redactó su primera versión. Después de entonces casi todos los estados y el gobierno federal adoptaron leyes derivadas de la FFG. Buena parte de la descripción siguiente se ha basado en la misma Ley, las regulaciones estatales, escritos sobre su efectividad, y el sitio web del Departamento de Recursos Naturales y el Ambiente (NRE) (www.nre.vic.gov.au, ir a “Flora and Fauna Guarantee”).

A.1. Descripción

Esta ley constituye el principal marco legal para la protección de la biodiversidad en Victoria, de sus plantas y animales nativos, y de sus comunidades ecológicas terrestres y acuáticas, junto con el establecimiento de un gran programa del gobierno estatal y de acción comunal. La lista de taxones y comunidades amenazados, junto con la de procesos potencialmente nocivos o amenazantes, se actualiza continuamente. Hasta la fecha de hoy existen alrededor de 10 plantas no vasculares, más de 200 plantas vasculares, alrededor de 50 invertebrados, casi 200 vertebrados, varias docenas de comunidades, y unas pocas docenas de procesos potencialmente nocivos incluidos en las listas oficiales de la FFG.

Los nueve objetivos del Acta son: garantizar que todos los taxones de flora y fauna de Victoria puedan sobrevivir, florecer y retener su potencial evolutivo en la naturaleza; conservar comunidades de flora y fauna; manejar los procesos potencialmente nocivos; asegurar que cualquier uso humano de la flora y la fauna sea sostenible; asegurar que la diversidad genética de la flora y fauna sea mantenida; aportar programas de educación comunitaria sobre la conservación de la fauna y flora; incentivar el manejo cooperativo de la flora y fauna a través de, entre otras cosas, la incorporación a los acuerdos cooperativos de gestión de tierras amparados en la *Conservation, Forests and Lands Act* de 1987; apoyar y ofrecer incentivos para que la gente, incluyendo los propietarios de tierras, puedan conservar la flora y la fauna; y promover su conservación mediante iniciativas comunitarias cooperativas.

Puntos clave del acta son: el proceso de listado, los cronogramas, la preparación de la Estrategia de Biodiversidad de Victoria, las declaraciones de acciones y planes de recuperación, las determinaciones sobre hábitats críticos, los acuerdos de gestión y autoridad pública, órdenes interinas de conservación, y el reparto de poderes junto con la Ley de Vida Silvestre y la Ley de Pesquerías para la protección de la flora y fauna nativas y para controlar el uso y los daños a las especies protegidas. Más detalles sobre estos componentes están disponibles en sitios web. A continuación se da un repaso breve a cada uno de ellos.

a) El proceso de listado. Bajo el amparo del Acta, el Gobernador en funciones puede incluir tanto especies, como comunidades ecológicas y procesos potencialmente dañi-

nos en los listados oficiales después haber sido recomendados por el Ministro del Gobierno a cargo. Cualquier persona u organización puede nominar un candidato a uno de los grupos previos para ser incluido en los listados del FFG. Los lineamientos para la nominación a los listados están públicamente disponibles (www.nre.vic.au). Un Comité Científico Asesor independiente evalúa la nominación, la cual debe incluir evidencia científica. El comité hace una recomendación preliminar que es publicada y se piden comentarios públicos. Después de que los comentarios públicos han sido tenidos en cuenta, el comité hace una recomendación final al Ministro. Si ésta es aceptada, se publica en los periódicos de Victoria. Las especies, comunidades ecológicas y los procesos potencialmente dañinos pueden ser excluidos de las listas por el mismo comité siempre y cuando existan suficientes evidencias al respecto. Por ejemplo la *Otway Stonefly*, un pequeño invertebrado acuático, fue sacado de la lista en 1996 después de que un estudio indicara que la especie no estaba amenazada de extinción ya que sobrevive en diferentes poblaciones que no habían sido descubiertas anteriormente.

b) Declaraciones de acción (Action Statements) y planes de recuperación. Cuando se incorpora un ítem a los listados, se debe preparar una Declaración de Acción. Las declaraciones de acción identifican las acciones que se han tomado o deberán ser tomadas para conservar la especie o comunidad, o para manejar el proceso potencialmente dañino. Estas declaraciones tienen en cuenta consideraciones económicas y sociales e incluyen aportaciones por parte de la comunidad. Su extensión es de una pocas páginas, mientras que algunas de las entidades incluidas en los listados (especies, comunidades y procesos amenazantes) pueden contar también con planes de recuperación extensos y detallados para su recuperación o control. Los planes de recuperación establecen las acciones de investigación y gestión necesarias para detener el declive y apoyar la recuperación de las especies y comunidades ecológicas considerados oficialmente como amenazados. La meta de un plan de recuperación es maximizar la supervivencia a largo plazo de una especie silvestre amenazada o de una comunidad ecológica, al igual que el disminuir un proceso dañino. Para ver ejemplos de estos documentos se puede consultar el sitio web del Department of Natural Resources and Environment (www.nre.vic.au, ver el Index of Action Statements).

A.2. Una visión general de la planificación para la Estrategia de Biodiversidad de Victoria

El esfuerzo de planificación para la conservación de biodiversidad es uno de los frutos de la FFG. La legislación de Victoria refleja un compromiso con la biodiversidad y las

estrategias escritas. El foco de las políticas de biodiversidad se ha ido ampliando con el tiempo para reflejar un aumento en el conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas y en como éstos pueden ser manejados sosteniblemente para mantener una mejor biodiversidad. La conservación de la biodiversidad es reconocida como un componente esencial para la gestión responsable de los recursos naturales y el medio ambiente. Igualmente, la conservación de la biodiversidad es esencial tanto para la calidad de vida para el bienestar económico actuales y futuros. El estado de Victoria ha ratificado varios acuerdos y estrategias nacionales entre las que se incluyen: el Acuerdo Intergubernamental por el Ambiente; la Estrategia Nacional para el Desarrollo Sostenible; la Estrategia Nacional para la Conservación de la Diversidad Biológica en Australia; y la Estrategia Nacional para la Conservación de las Especies Amenazadas y las Comunidades en Peligro de Extinción. Victoria estableció un Estrategia de Biodiversidad que complementa la Estrategia Nacional y la FFG.

Esta estrategia demuestra como la conservación de la biodiversidad forma parte de la vida diaria y como muchas acciones humanas tienen un efecto sobre la biodiversidad. Además suministra las directrices generales para la conservación y gestión de la biodiversidad en Victoria. La Estrategia de Biodiversidad está coordinada con otros mecanismos de gestión de los recursos naturales como son las Estrategias Regionales de Cuencas, los Acuerdos Regionales Forestales, y la Planificación de los Parques Nacionales y Reservas. Aspectos relacionados con la biodiversidad aparecen incorporados en una variedad de programas del Departamento de Recursos Naturales y el Medio Ambiente, incluyendo aquellos pertenecientes al departamento Forestal y el de Parques Nacionales.

A.3. Planes y programas para la biodiversidad en Victoria

La FFG demanda la realización de planes para la biodiversidad. Así, además de las Declaraciones de Acción y los Planes de Recuperación, los principales ecosistemas a conservar tienen o deben tener sus propios programas de conservación (v.g. praderas nativas, bosques de Box-Ironbark, bosques riberinos, y ambientes de cauces fluviales). Igualmente se desarrollan los planes de contingencia estatales para los problemas de origen humano o natural. El Programa de Flora y Fauna cuenta con cuatro grupos clave para la implementación de la FFG.

El grupo de "Servicios para la Conservación de la Biodiversidad" suministra datos, información y consejos científicos y estratégicos para los principales gestores y planificadores del territorio, entre los que se incluyen las autoridades forestales, de parques y de cuencas, además de los gobiernos locales. Este programa cuenta con un compo-

nente de investigación, además de crear y enriquecer las bases de datos, y producir mapas y otra información en un formato accesible para los gestores del territorio con el fin de mejorar los resultados de conservación.

El segundo grupo es el de “Comunidades y Especies Amenazadas, y Procesos Amenazantes”. La FFG provee un marco sistemático para la administración y gestión de la recuperación de especies amenazadas. Este proceso ha aumentado las oportunidades de conservación para muchas especies al mejorar el conocimiento existente sobre su distribución y necesidades ecológicas. Las especies nacionalmente amenazadas se han beneficiado de un manejo activo destinado a suministrar una protección duradera de sus poblaciones y hábitats.

El programa de “Uso y Manejo Sostenibles de Flora y Fauna” se encarga de que la recolección y el uso de la flora y la fauna sean seguros y sostenibles. Sus actividades van desde la gestión de las vedas de especies cinegéticas (v.g. patos, codorniz y ciervos introducidos) a asegurar que las normas que regulan actividades como la observación de ballenas y delfines sean ecológicamente sostenibles. Algunas especies de vida silvestre tienen un impacto negativo sobre actividades agrícolas o en otro rubro y deben ser objeto de seguimiento a la vez que se desarrollan medidas mitigadores, entre las que se incluye la muerte selectiva de algunos individuos.

Finalmente, el programa de “Custodia Comunitaria” se encarga de promover la comprensión y la participación de la comunidad en la conservación de la biodiversidad. Dos elementos incluidos en este programa son el Arreglo de Tierras y Vida Silvestre y los Jardines Botánicos. El primero anima a los propietarios privados para que manejen sus tierras de modo que promuevan la biodiversidad. Dicho arreglo cuenta con más de 4000 miembros que manejan voluntariamente más de 100,000 ha fuera del sistema de áreas protegidas. Recientemente se ha centrado en hábitats raros o amenazados, y va a ser usado como un modelo a seguir en el ámbito nacional.

A.4. Evaluación de la implementación de la FFG

Tres grandes evaluaciones describen hasta que punto la FFG ha funcionado en la práctica. Las evaluaciones son la única base del aprendizaje sistemático y las futuras mejoras.

a) La evaluación de 1995. Esta evaluación fue realizada dentro del simposio de 1993 sobre “Gente y la Conservación de la Naturaleza: perspectivas sobre el uso privado de la tierra y la recuperación de especies amenazadas” (Bennett *et al.* 1995). En él se identificaron varias maneras para mejorar el Acta. En primer lugar, Wilson y Clark (1995) recomendaron: 1) una más clara definición de los términos utilizados en la ley; 2) mejorar

las estimaciones de viabilidad poblacional, de ecología de pequeñas poblaciones y de las opciones de recuperación; 3) evaluar la efectividad de las Declaraciones de Acción; 4) proveer presupuestos adecuados y prioridades de las acciones a realizar; 6) apoyar las organizaciones comunales y su participación; y 7) evaluar de manera continua y periódica el funcionamiento general de la FFG, con énfasis en su implementación.

En segundo lugar, Mansergh *et al.* (1995) recomendaron: 1) el desarrollo de vías para que las organizaciones comunales puedan participar en el desarrollo de las Declaraciones de Acción; 2) proveer el personal y las capacitaciones necesarias para la realización de análisis socioeconómicos; 3) minimizar la duplicación de esfuerzos; y 4) aumentar el financiamiento. En conjunto pidieron una mayor atención a la conservación de comunidades ecológicas, una mayor participación pública, apoyo a los listados de alta prioridad, el establecimiento de una base de datos cuantitativa que permita seguir los progresos, mejorar el entrenamiento de los biólogos y gestores para que sean más efectivos, y aumentar el uso de herramientas que apoyen la toma de decisiones (v.g. evaluaciones de viabilidad poblacional y análisis para la decisión, ver Clark y Seebeck 1989).

Finalmente, Crosswaithe (1995) examinó los beneficios y las limitaciones del análisis para la decisión, análisis de costo-beneficio, los estándares mínimos de seguridad, y otros enfoques similares. Manifestó que los análisis socioeconómicos deben reconocer barreras sociales, identificar y evaluar estrategias alternativas, lograr los mejores resultados con los fondos disponibles y anticipar los futuros cambios sociales y económicos. Al final propuso caminos para solucionar estos elementos.

b) La evaluación del Club de Naturalistas de Campo de Victoria en 2002. Esta evaluación fue realizada dentro de una conferencia (ver fncv@vicnet.net.au) y las siguientes líneas se basan en las notas de los presentadores. Sutton, como autor principal de la FFG, hizo notar que esta ley ha cumplido con una décima parte de su potencial. Las debilidades del Acta se localizan en “los gobiernos sucesivos y sus servidores públicos en los más altos cargos”. La FFG ha sobrevivido a varios gobiernos, “indiferentes, temerosos u hostiles”. Gracias a su énfasis estratégico en comunidades ecológicas, gestión de amenazas y el fomento de la prevención ha servido como modelo para toda la legislación moderna de vida silvestre en Australia. Sin embargo, bajo el gobierno de “administraciones corrosivas”, el Acta no ha logrado declarar hábitats críticos y establecer medidas de cumplimiento, además de que su estrategia no fue ejecutada hasta 1997 (nueve años después de que la ley fuera aprobada). A esto habría que añadir la lentitud para evaluar las peticiones de catalogación y el lento funcionamiento del comité asesor para la conservación, entre otros muchos temas. Al final recomendó: 1)

aumentar las expectativas en todos los ámbitos, y mejorar la capacidad para responder a estas expectativas; 2) aumentar el liderazgo capacitado y las medidas destinadas a hacer cumplir la ley; y 3) crear muchas más demostraciones de modelos "basados en la práctica" que sirvan como ejemplos de éxitos.

c) Lawyers for Forests en 2002. En noviembre del 2002 los Abogados para el Bosque (*Lawyers for Forests* o LFF) divulgaron su evaluación de la FFG (ver www.lawyersfor-forests.asn.au/committee.htm). LFF se enfocaron en evaluar si la FFG había logrado cumplir con sus objetivos originales, especialmente la conservación de las especies catalogadas como amenazadas o en peligro, y asegurar el mantenimiento de la diversidad genética de la flora y la fauna. LFF concluyó que existen serias deficiencias en la ley y su ejecución. En primer lugar, el Acta es gravemente inadecuada para asegurar la protección de la flora catalogada. En segundo lugar no existen directivas claras para la protección de la fauna catalogada. Las ofensas relacionadas con la fauna están incluidas en otra herramienta legal diferente, como es el Acta de Vida Silvestre de 1975 de Victoria. Y, en tercer lugar, ha habido claro retrasos o no se han desarrollado documentos esenciales contemplados en la FFG, ya que el Acta no incluye límites temporales claros para la toma de decisiones y la realización de actividades. Como resultado de esto se ha retrasado enormemente la elaboración de la Estrategia de Garantía de la Flora y Fauna y las Declaraciones de Acciones para las especies catalogadas. En concreto, no se han desarrollado Declaraciones de Acciones para el 78% de las especies, comunidades ecológicas y procesos amenazantes incluidos en los listados de la FFG.

LFF atribuyó estas debilidades a: 1) una ausencia de interés político por la implementación de la FFG; 2) "carencias de fondos y recursos que permitan que el Departamento de Recursos Naturales y el Ambiente (NRE) pueda ejecutar efectivamente el Acta"; y 3) "los objetivos de la FFG han quedado supeditados a los objetivos e intereses de grupos con agendas contrapuestas, como es el caso de la industria forestal". Finalmente, debido a que "la FFG no cumple con sus objetivos y necesita una reforma urgente", LFF recomendó las siguientes medidas: 1) más recursos, 2) un compromiso por parte del gobierno para que se cumpla el Acta y una mayor transparencia gubernamental; 3) reestructuración del NRE para que sea más efectivo, 4) una expansión del papel de las declaraciones de hábitats críticos y de las órdenes de conservación interinas, 6) definiciones e identificación de hábitats críticos, y 6) uso del "principio de precaución".

Evaluación general de la FFG de 1988. La FFG sigue siendo una ley de biodiversidad pionera para Australia, de aplicación tanto en terrenos públicos como privado, que fomenta la aplicación de un manejo preventivo destinado a que no se extinga nin-

gún taxón o comunidad ecológica y que los procesos que amenazan la biodiversidad sea identificados y tratados. El Acta trasciende el ámbito de una legislación de "especies amenazadas", ya que contempla también las comunidades ecológicas, los procesos potencialmente amenazantes, la participación comunitaria en la conservación, y el planeamiento estratégico para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad. La FFG es una ley de amplio alcance. Mucho se ha logrado con ella, pero mucho falta por conseguirse. Los evaluadores del Acta han recomendado consistentemente que se mejore su implementación y han ofrecido sugerencias detalladas en este sentido.

B. El Acta Federal para la Protección de Especies Amenazadas de 1992

El propósito de esta ley fue proteger las especies amenazadas en Australia y el exterior. Se trata de una versión ampliada de la FFG. La parte I de la ley trata de aspectos preliminares, la parte II de la administración, la III de la protección de especies amenazadas, la IV de los planes de acción para especies amenazadas, la V de la cooperación con los estados y territorios, la VI del apoyo a los programas de especies amenazadas en el extranjero, y VII de los arreglos administrativos. Su historia de implementación es muy similar a la de la FFG, la ESA de Estados Unidos, y otras legislaciones complejas de este tipo (Clark y Wallace en prensa). Esta ley, al igual que varias otras actas relacionadas, fueron incluidas dentro de la nueva Acta Federal para la Protección Ambiental y la Conservación de la Biodiversidad de 1999.

C. Acta Federal para la Protección Ambiental y la Conservación de la Biodiversidad de 1999

Esta ley, cuyo nombre original es la *Commonwealth Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act* (a partir de ahora citada como EPBC), fue aprobada el 16 de julio de 2000. La historia del Acta y su desarrollo puede encontrarse en "History of the EPBC Act 1999, its Regulations and Amendments"(http://www.ea.gov.au/epbc/about/index.html). La EPBC remplazó a cinco leyes previamente existentes: el Acta de Protección Ambiental de 1974, el Acta de Protección a las Especies Amenazadas de 1992, el Acta de Parques Nacionales y Conservación de la Vida Silvestre de 1975, el Acta de Protección de las Ballenas de 1980, y el Acta para Conservación de las Propiedades de Patrimonio Mundial de 1983 (ver www.ea.gov.au./epbc/about/hisotry/index.html#historyact). Para obtener información general sobre las especies amenazadas y las comunidades ecológicas se puede contactar a la Unidad de Información Comunitaria de *Environment Australia* en ciu@ea.gov.au. Cada año Environment Australia financia

y apoya muchos eventos especiales, incluyendo el Día Nacional de la Especies Amenazadas. Más de 400 especies y comunidades están protegidas actualmente por esta ley. Más de 50 especies han sido catalogadas como extintas, la mayoría están clasificadas como en peligro o vulnerables (más de 150 en cada grupo) y muy pocas son consideradas como dependientes de conservación. El significado de estas categorías se explica a continuación.

C.1. Descripción de la EPBC

La EPBC comprende: 1) la identificación y catalogación de las especies y comunidades ecológicas amenazadas, 2) la elaboración de planes de recuperación para las especies y las comunidades ecológicas incluidas en los listados, 3) la identificación de los principales procesos ecológicos amenazantes, y, en caso necesario, 4) la mitigación de dichos procesos mediante Planes de Mitigación de Amenazas. El Acta además incluye la identificación de hábitats críticos, la elaboración de planes de conservación de vida silvestre, los planes de acción, los acuerdos de conservación y las órdenes de conservación. Una vez que una especie o comunidad ecológica es incluida en los listados de la EPBC se debe promover su recuperación a través de los Planes de Recuperación y de Mitigación de Amenazas. A continuación se describen de forma resumida los principales componentes del Acta.

a) Categorías de estado de conservación nacionales. La EPBC aumentó el número de categorías incluidas en los listados. En lo que se refiere a especies, a las categorías ya existentes de en peligro, vulnerable y extinto, se añadieron las de "en peligro crítico, dependiente de conservación y extinto en la naturaleza". En cuanto a las comunidades ecológicas, se sumaron "en peligro crítico y vulnerable" a la categoría ya existente de "en peligro".

En lo que se refiere a especies las categorías son:

(1) Una especie nativa puede ser catalogada como *extinta* en un momento determinado si, en ese momento, no existen dudas razonables de que el último ejemplar de la especie ha muerto.

(2) Una especie nativa puede ser catalogada como *extinta en la naturaleza* en un momento determinado si, en ese momento: (a) se sabe que sobrevive únicamente en cautividad, cultivos o como una población naturalizada lejos de su ámbito de distribución original; o si (b) no ha sido encontrada en su hábitat conocido o esperado durante las estaciones apropiadas dentro de su ámbito de distribución original, a pesar de haberse realizado búsquedas exhaustivas a lo largo de un periodo de tiempo apropiado para el ciclo de vida de la especie.

(3) Una especie nativa puede ser catalogada como *en peligro crítico* en un momento determinado si, en ese momento se encuentra ante un riesgo extremadamente alto

de extinción en la naturaleza en su futuro inmediato, tal y como se determina en los criterios prescritos.

(4) Una especie nativa puede ser catalogada como *en peligro* en un momento determinado si, en ese momento: (a) no está en peligro crítico, y (b) se encuentra ante un riesgo muy alto de extinción en la naturaleza en su futuro inmediato, tal y como se determina en los criterios prescritos.

(5) Una especie nativa puede ser catalogada como *vulnerable* en un momento determinado si, en ese momento: (a) no está en peligro crítico o en peligro, y (b) se encuentra ante un riesgo alto de extinción en la naturaleza en el mediano plazo, tal y como se determina en los criterios prescritos.

(6) Una especie nativa puede ser catalogada como *dependiente de conservación* en un momento determinado si en ese momento la especie es el centro de un programa de conservación, cuya detención podría provocar que la especie pasara a alguna de las categorías recién descritas antes de 5 años.

Las tres categorías de las comunidades ecológicas amenazadas siguen definiciones similares. Ninguna persona debe realizar acciones que tengan, tendrán o pueden tener un impacto significativo sobre una de estas comunidades sin contar con la aprobación del Ministro de Ambiente y Patrimonio. Para obtener dicha autorización la acción debe pasar por una evaluación ambiental y un proceso de aprobación. Para averiguar si una acción puede tener un impacto "significativo" sobre una especie o comunidad catalogada como amenazada, se pueden consultar los Lineamientos Administrativos sobre Significancia de la EPBC.

b) El proceso de listado. Las nominaciones para especies y comunidades ecológicas son evaluadas por el Comité Científico de Especies Amenazadas (*Threatened Species Scientific Committee* o TSSC) utilizando las nuevas categorías e incluyéndolas en los listados correspondientes. El TSCC está compuesto por nueve personas elegidas por el Ministro, las cuales son representantes reputados de la comunidad científica (marina.walkington@ea.gov.au). Cualquier persona puede hacer una nominación para ser incluida en los listados de la EPBC. Las nominaciones son discutidas por el TSCC, quienes después de haber evaluado la información existente, elevarán una recomendación al Ministro de Ambiente y Patrimonio, el cual tomará la decisión final. En caso de ser aceptada, la especie o comunidad ecológica nominada será añadida al listado de la EPBC.

c) Procesos amenazantes. Un proceso es definido como un proceso amenazante clave si amenaza o puede amenazar la supervivencia, abundancia o el desarrollo evolutivo de

una especie nativa o una comunidad ecológica (v.g. tal y como sucede con la predación por el zorro común europeo). Del mismo modo, un proceso puede ser catalogado como un proceso amenazante clave si puede hacer que una especie nativa o comunidad ecológica se incorpore a una de las categorías de amenazas antes descritas (siempre que no sea la de dependiente de conservación), si hace que una especie ya amenazada pase a estar en mayor peligro, o si afecta negativamente a dos o más especies o comunidades catalogadas como amenazadas. Los Procesos Amenazantes Clave aparecen en http://www.ea.gov.au/cgi-bin/sprat/public/publicgetkeythreats.plans. Una vez que un proceso ha sido incluido en estos listados, se puede desarrollar un Plan de Mitigación de Amenazas, siempre que se considere como un "mecanismo factible, efectivo y eficiente" para controlar la amenaza. Antes de tomar una decisión sobre la necesidad de realizar un plan de mitigación de amenazas, el Ministro de Ambiente y Patrimonio debe consultar al TSCC y debe cumplir con los pasos requeridos para obtener los aportes de cualquier agencia interesada en el gobierno central, en los estados y en los territorios (ver la Sección 270A de la EPBC para más detalles o también: http://www.ea.gov.au/biodiversity/ threatened/tap/index.html).

d) Hábitats críticos. El Ministro de Ambiente y Patrimonio puede identificar e incluir en un listado los hábitats críticos para las especies y comunidades catalogadas como amenazadas. Durante la elaboración de un plan de recuperación el mismo Ministro debe considerar la necesidad de catalogar un hábitat como crítico para la supervivencia de aquellas especies y comunidades amparadas por el plan. No existen mecanismos legales establecidos para la nominación pública de hábitats críticos. La información del Registro de Hábitats Críticos es de uso público, excepto en aquellos casos en que el Ministro considere que debe ser confidencial para la protección de la especie, la comunidad ecológica o el hábitat, y/o para proteger los intereses de los propietarios afectados. Cualquier acción deliberada realizada por una persona, a sabiendas de que puede dañar significativamente el hábitat crítico de una especie o comunidad ecológica catalogada como amenazada (excepto en el caso de ser "dependiente de conservación"), se considera como un delito si el hábitat crítico es de propiedad federal. Los daños a un hábitat crítico pueden ser penados con multas de hasta $100,000, prisión o ambos. Si una agencia federal quiere vender un terreno que contenga un hábitat crítico identificado como tal, debe asegurarse que el contrato de venta incluya una cláusula relativa a la protección de éste.

e) Planes de recuperación. El Ministro puede elaborar e implementar planes de recuperación para las especies (que no sean "dependientes de conservación") y comunidades ecológicas catalogadas como amenazadas (ver http://www.ea.gov.au/biodiversity/

threatened/recovery/index.html). Estos planes tienen como objeto maximizar la supervivencia a largo plazo en la naturaleza de la especie o comunidad.

Los planes detallan las acciones de investigación y gestión necesarias para detener el declive poblacional y para promover la recuperación de las especies y comunidades incluidas en los listados. Para lograr esta meta, los planes de recuperación proveen un marco planificado y lógico para que los diferentes grupos de interés y las agencias gubernamentales responsables puedan coordinar sus labores destinadas a mejorar la situación de la especie o comunidad ecológica. Environment Australia ha desarrollado lineamientos precisos con respecto a los planes de recuperación y su contenido. El TSSC asesora al Ministro sobre la adopción y la elaboración de los planes de recuperación.

f) Planes de Mitigación de Amenazas. Estos planes detallan la investigación y las acciones de manejo, o cualquier otra acción necesaria, destinadas a reducir el impacto de un Proceso Amenazante Clave sobre las especies o comunidades ecológicas catalogadas. La realización de estos planes debe apoyar la supervivencia a largo plazo de éstas en la naturaleza. El Ministro deberá consultar al TSSC y las agencias gubernamentales afectadas antes de completar uno de estos planes. El proceso de consultas incluye también la publicidad y la solicitud de comentarios sobre el plan. Entre los planes de este tipo ya realizados se incluyen: predación por gatos cimarrones, mortalidad por un hongo, y la predación, degradación de los hábitats, competencia y transmisión de enfermedades por los cerdos cimarrones.

g) Planes de Conservación de Vida Silvestre. El Ministro puede elaborar planes de conservación de vida silvestre, los cuales describen las acciones de investigación y gestión necesarias para apoyar la supervivencia de una especie dependiente de conservación, de una especie migratoria catalogada, de una especie marina o de un cetáceo. Estos planes deben detallar los objetivos y las acciones necesarias para alcanzar estos objetivos, y especificar los beneficios sobre otras especies que serán afectadas por la ejecución del plan. Al igual que en los otros casos, existen oportunidades para las aportaciones públicas a la elaboración y las modificaciones de estos planes.

h) Planes Bioregionales. El gobierno federal y los estados o territorios pueden preparar planes para bioregiones incluidas en tierras federales o en áreas compartidas con los estados y territorios. Debe darse un proceso de consulta pública a la hora de preparar estos planes bioregionales. Un documento de este tipo debe tener en cuenta la biodiversidad (v.g. especies o hábitats) junto con valores sociales y económicos, y la participación de la comunidad. Una vez que uno de estos planes ha sido elaborado, el Ministro puede utilizarlo para tomar cualquier decisión relacionada con el Acta.

i) Acuerdos de Conservación. Estos documentos implican un acuerdo entre el Ministro y cualquier otra persona para proteger y conservar la biodiversidad de un área de tierra o de mar. Los acuerdos de conservación pueden incluir actividades destinadas a promover la conservación de la biodiversidad, junto con el apoyo financiero o técnico por parte del gobierno federal y el seguimiento del cumplimiento del acuerdo. Un acuerdo de este tipo puede requerir que el propietario de un terreno realice actividades que promuevan la conservación de la biodiversidad o que se abstenga de realizar o controle aquellas actividades que puedan tener un impacto negativo sobre las especies, comunidades ecológicas o hábitats incluidos en el acuerdo. Los acuerdos de conservación son legalmente vinculantes y un aviso es publicado en el caso de que el Ministro comience, varía o termine uno de ellos. El Ministro mantiene una lista actualizada de los acuerdos de conservación vigentes.

j) Planes de Acción. Los planes de acción son documentos estratégicos realizados por científicos para revisar el estado de un determinado grupo de organismos emparentados (v.g. aves o peces), informan sobre el estado de conservación de los principales grupos taxonómicos australianos, identifican sus amenazas y recomiendan acciones de conservación. Los planes de acción ayudan a las agencias gubernamentales y las ONGs para que establezcan sus prioridades nacionales para la conservación de especies amenazadas. Entre los planes de acción vigentes se encuentran: Visión general para la conservación y plan de acción de los peces marinos y estuarinos australianos amenazados o potencialmente amenazados (2002), Plan de acción para los murciélagos australianos (1999), y Plan de acción para los marsupiales y monotremas australianos (1996).

k) Visiones Generales para la Conservación. Se trata de revisiones generales sobre aspectos de conservación de taxones para los que no se dispone de suficiente conocimiento como para revisar cada una de las especies del grupo. Así, se han realizado las siguientes revisiones: Una visión general para la conservación de los líquenes no marinos, los briofitos, las algas y los hongos de Australia (1997), Una visión general para la conservación de los invertebrados no marinos de Australia, y Visión general para la conservación y plan de acción de los peces marinos y estuarinos australianos amenazados o potencialmente amenazados (2002).

C.2. Evaluación de la implementación de la EPBC

El Acta debe ser evaluada y establece plazos y procedimientos para ello. La ley deposita la obligación de informar sobre su funcionamiento en el gobierno de la *Commonwealth*. Éste debe revisar los asuntos de importancia ambiental nacional, elabo-

rar un "Informe Anual del Funcionamiento del Acta" y buscar "evaluación independiente" de su funcionamiento. Una vez realizado, el Ministro debe presentar dicho informe en el Parlamento. Cada cinco años el Ministro debe ordenar a Environment Australia que prepare un informe sobre el "Estado del Medio Ambiente" en el país. Una vez publicado, dicho informe debe ser presentado en el parlamento. Finalmente, diez años después de la entrada en vigor de la ley, el Ministro debe encargar una revisión independiente del funcionamiento del Acta, para evaluar hasta que punto ésta ha cumplido con sus objetivos. Esta revisión se presenta al Ministro, quien la debe presentar al Parlamento. La frecuencia de estas revisiones externas debe ser de, al menos, diez años.

Una revisión externa del Acta indicó que ésta carecía de controles nacionales frente a la limpieza de tierras (i.e., remoción de vegetación) (Marsden 2002). Éste es un problema enorme para la biodiversidad, especialmente en Queensland, el Territorio del Norte, y Australia Occidental. La EPBC no incluye la limpieza de tierras como una actividad que requiera pasar por los requisitos de evaluación ambiental y aprobación ministerial. Sin embargo, el partido opositor (i.e. Partido Laborista Australiano) ha propuesto enmiendas en ese sentido en las elecciones de 2001 y 2004, las cuales perdieron (ver www.wwf.org.au/downloads/EPBC_2nd_annivesary_overview.pdf).

En conclusión se puede decir que la EPBC es una ley compleja, que resulta innovadora al reconocer las especies dependientes de conservación y en peligro crítico. Se debe señalar que el Acta incluye las innovaciones procedentes de la FFG de Victoria: el listado de comunidades y de procesos amenazantes. Por encima de todo esto, la EPBC sufre de debilidades a la hora de ejecutarse, tal y como veremos a continuación.

II. Complejidades de la implementación

Las leyes sobre especies amenazadas a menudo muestran sus principales limitaciones cuando van a ser implementadas (Kleinman *et al.* 2000). La implementación es parte del "proceso de decisiones" para la gestión. Este proceso es un conjunto de actividades, funciones y fases interconectadas cuyo propósito es la definición y resolución de un problema (Clark y Brunner 1996). De hecho, la conservación es un proceso de decisiones. Cualquier proceso de este tipo debe incluir la adquisición de información, el debate abierto e informado, el desarrollo de planes y acciones, la implementación de éstos, su revisión y evaluación, y la terminación de los programas (ver Cuadro 1). Todas estas actividades constituyen lo que se considera un "proceso de decisiones para la gestión" completo. La efectiva gestión de las especies amenazadas requiere que se

lleve a cabo este tipo de procesos en su integridad, debiendo ser gestionados adecuadamente para lograr conservar a aquéllas y los ecosistemas que habitan.

A menudo este proceso muestra debilidades. Demasiado frecuentemente existe un "vacío de implementación", donde no se logran los resultados esperados. Éste "vacío" es fruto de un conjunto de obstáculos que dificultan que las personas y las organizaciones involucradas puedan alcanzar sus metas, incluso aunque los problemas que afectan a la especie o el ecosistema hayan sido correctamente diagnosticados y que una política razonable haya sido propuesta para dirigir las acciones. Dos casos australianos ilustrarán el desafío de la implementación: el amenazado *bandicoot rayado oriental* en Victoria y el *koala* (aunque no considerado formalmente como una especie amenazada) en el oriente del país. Ambas especies han recibido y reciben una importante atención relacionada con su conservación. Estos casos se asemejan en muchos aspectos al del turón de patas negras descrito por Clark (1997a).

A. El caso del bandicoot rayado oriental

El bandicoot rayado oriental es un marsupial del tamaño de un conejo (Clark y Seebeck 1989). En 1988 la especie había disminuido hasta mantener menos del 1% de su abundancia y distribución originales, cuando se realizó un esfuerzo de conservación renovado. La especie, el desafío de su conservación, las labores relacionadas con ésta y la literatura pertinente aparecen descritos en un Plan de Acción de la FFG, dos planes de recuperación, una bibliografía y varios artículos individuales (v.g., Backhouse y Crosthwaite 1996, Watson y Halley 1999). A pesar de todos los esfuerzos, en 1991 la población estaba disminuyendo rápidamente. Esta crisis motivó una revisión del programa. La revisión de 1991 y la crisis que la motivó fueron el resultado de las carencias previas en la implementación. De hecho, hasta esa fecha se produjo un vacío de implementación que fue reconocido y eventualmente solucionado (Backhouse *et al.* 1994, 1996, Cuadro 1). A continuación se señalan las principales carencias detectadas en cada una de las fases del proceso de decisiones.

En primer lugar, la fase de iniciación mostró una falta de atención por parte de los gestores hasta que la especie estuvo al borde de la extinción, se subestimó la urgencia de la situación, y se realizó una exploración incompleta del estado de la especie y de las posibles causas de su disminución. Entre las debilidades de la fase de estimación se identificó también un uso y evaluación inapropiados de la información existente y de los métodos científicos disponibles, unidos a un pensamiento basado en deseos y esperanzas, y una escasa atención a importantes herramientas de conservación como era el

caso de los modelos computerizados y el análisis para la decisión. La fase de selección mostró una predisposición a seleccionar de manera poco crítica el primer plan de recuperación propuesto y a tratar de llevarlo a cabo mediante los mecanismos y sistemas burocráticos existentes. Más aún, dentro del programa de recuperación se dio una mínima atención a la importancia, beneficios y estructuras de arreglos organizativos alternativos y se omitieron aspectos socioeconómicos, organizativos y consideraciones de poder/autoridad, como es el caso de las relaciones públicas. Entre los fallos de la fase de implementación se incluye la ausencia de un registro de las acciones de investigación y gestión que estuviera adecuadamente mantenido, centralizado y distribuido. No había un sentido de compromiso o urgencia por parte de los líderes clave situados en los más altos niveles, además de que no se favorecieron o utilizaron las capacidades y un ambiente favorables para un análisis crítico. Finalmente, los aspectos sociopolíticos no fueron tenidos en cuenta y los problemas se manifestaron en forma de desconfianza o de conflicto improductivo. La fase de evaluación también mostró debilidades, entre las que se encontró una carencia de metas cuantificables asociadas a límites temporales claros, lo que dificultó una evaluación rigurosa y promovió el uso de evaluaciones informales y subjetivas por encima de los datos objetivos. Esto sucedió porque el seguimiento biológico era inadecuado y las dimensiones sociopolíticas fueron mayormente ignoradas por ser consideradas como demasiado complejas, inciertas, o poco relevantes. De hecho, nunca se realizó ninguna evaluación clara. La fase de terminación fue ignorada completamente. No se consideró en ningún momento la posibilidad de planificar la terminación del programa si éste demostraba ser inadecuado o simplemente dejaba de ser necesario. Muchas de estas debilidades del proceso de decisiones para la gestión fueron solucionadas una vez que pudieron ser identificadas.

Todo esto provocó una revisión del programa en dos días, seguida de su reorganización en la semana siguiente y un nuevo plan de recuperación redactado diez días después. Esto condujo a un nuevo programa funcionando con la misma cantidad de dinero y con la misma gente. Este programa fue relativamente exitoso a partir del primer año. Hoy en día, la especie existe como un conjunto de poblaciones silvestres, poblaciones cautivas (450 ejemplares criados en cautividad, de los cuales la mayoría han sido liberados), y grupos reintroducidos en siete localidades. La población de la especie pasó de 100 animales a 700. La gestión actual incluye además cuidados sanitarios, participación comunal, publicaciones, conservación cooperativa, revisiones del programa, un equipo de recuperación y planificación. El bandicoot está considerado todavía como “dependiente de conservación” pero ya no está en peligro de extinción. Sin embargo, si las acciones actuales se detuvieran la situación pasaría a ser crítica de nuevo.

Proceso de decisiones para la gestión (actividades clave)	Bandicoot rayado oriental	Koala
Iniciación: comenzar un esfuerzo de recuperación (estándares: confiable, incluyente a la vez que selectiva, creativa, abierta)	Falta de atención por parte de los gestores hasta que la especie estuvo al borde de la extinción	Todavía no se ha comenzado un esfuerzo integrado. Muchos esfuerzos pequeños iniciados en el ámbito local o estatal
Estimación: se explora el problema y se debate (estándares: racional, integrada, incluyente y efectiva)	Enfoque estrecho centrado en factores biológicos/técnicos dejando de lado importantes cuestiones relacionadas con el poder/autoridad, la organización y los aspectos socioeconómicos.	Muchas definiciones del problema que entran en conflicto y en competencia. Falta de información de las ciencias sociales y su integración en el proceso. Beligerante.
Selección: políticas, leyes, planes (estándares: incluyente, racional, abierta)	Una predisposición a elegir el primer plan de recuperación propuesto e intentar ejecutarlo mediante los medios burocráticos existentes.	Prescripción poco clara (falta de reglas), ausencia de estándares necesitados específicos, de sanciones por la violación de éstos y de disponibilidad de los recursos existentes.
Implementación: el programa es ejecutado (estándares: a tiempo, abierta, confiable, racional, uniforme, efectiva, constructiva)	No se fomentó o usó el clima y las habilidades necesarios para la resolución crítica de problemas	Diferencialmente exitosa
Evaluación: evaluar la implementación y todo el proceso de gestión (estándares: confiable, realista, continua, independiente de intereses especiales, apropiada para el contexto)	La carencia de metas cuantificables con un calendario asociado impidió la evaluación rigurosa	Beligerante e incompleta
Terminación: renueva, revisa o termina un esfuerzo (estándares: decidida, respetuosa, incluyente, equilibrada, mitigadora)	No existía ninguna consideración o plan para terminar el programa si se mostraba inadecuado o simplemente ya no era necesario	La finalización de prácticas insatisfactorias ha sido difícil

Cuadro 1. Comparación de desafíos de implementación en los procesos de decisiones para la gestión de la conservación del bandicoot rayado oriental y el koala en Australia (ver Backhouse *et al.* 1994, Cork *et al.* 2000b).

B. El caso del koala

El koala es quizás uno de los animales más reconocibles del planeta. Es un icono en Australia y se le compara con un "oso de peluche". Provoca sentimientos por parte de la gente similares a los provocados por un infante. El koala es el foco de un esfuerzo de alto perfil en el que participan todos los niveles del gobierno australiano, grupos no guberna-

mentales, universidades, ciudadanos, y grupos de muchos países comprometidos en la conservación de poblaciones viables de la especie en su ambiente natural y su hábitat. Las visiones de estos actores están altamente polarizadas y han producido muchos conflictos que no han sido resueltos. El proceso general de decisiones para la gestión no parece ser capaz de solucionar estos conflictos de manera satisfactoria. El conflicto sigue siendo generalizado y los koalas siguen disminuyendo al igual que su hábitat (Cuadro 1).

A mediados de los noventa un grupo de ecólogos especializados en koalas, científicos sociales y analistas políticos se reunieron para evaluar el proceso de decisiones para la gestión de la especie y ofrecer una serie de recomendaciones destinadas a mejorar los problemas de conservación (v.g., Stratford *et al.* 2000). Cork *et al.* (2000b) presentaron los resultados de este esfuerzo colectivo en un número especial de la revista *Conservation Biology*, el cual incluía 11 artículos sobre el tema. Dicho esfuerzo constó de varias visitas al campo, diplomacia personal, una reunión nacional, y la organización de buena parte de la gran comunidad de personas interesadas en la conservación del koala para que participaran y aportaran a la evaluación. Cork *et al.* (2002a) utilizaron una gráfica para ilustrar el proceso de gestión (Figura 1). La evaluación derivó de esta figura y se nutrió con datos concretos.

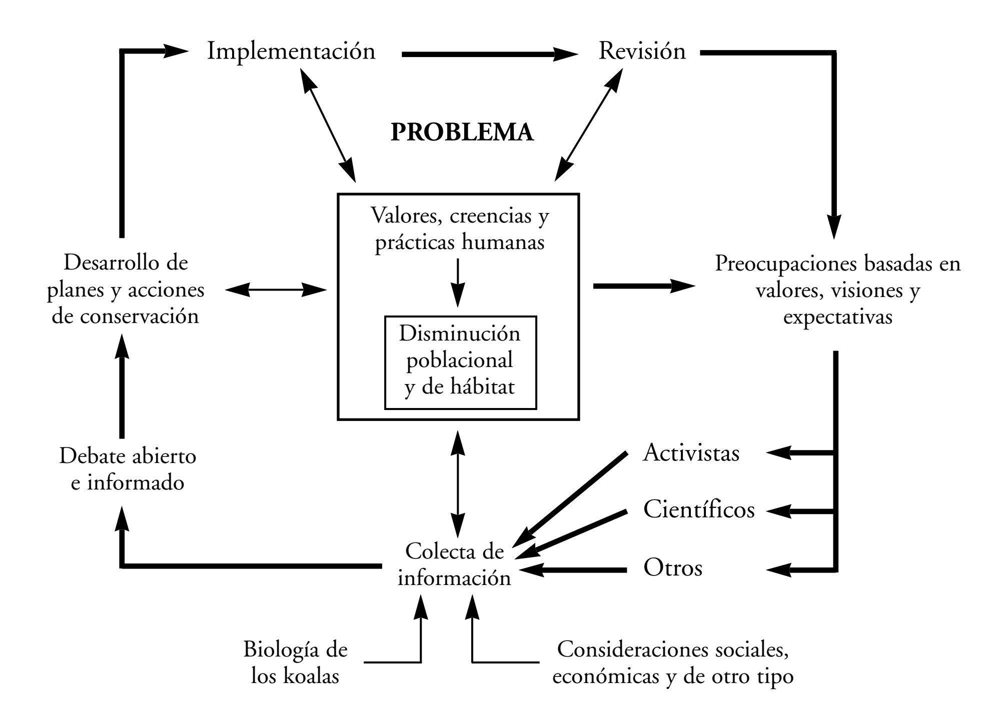


Figura 1. Una visión sistemática ideal del proceso de decisiones para la conservación del koala (ver Cork *et al.* 2000b).

En resumen, lo que Cork *et al.* (2000c) averiguaron fue que el proceso de decisiones para la gestión carecía de datos sociales esenciales y que el debate público había sido altamente beligerante. La política relativa a la especie era poco clara con respecto a las reglas y los planes a seguir y carecía de detalle y transparencia con respecto a los estándares necesarios, las sanciones por violar dichos estándares, y como hacer disponibles los recursos existentes. La implementación había resultado diferencialmente exitosa. La evaluación había sido incompleta y llena de animosidades. Y la terminación de las prácticas inútiles había sido difícil, cuanto menos. Todos estos resultados aparecen detallados y apoyados en los artículos de la revista anteriormente citada.

En términos generales, en el centro del proceso del koala existe un importante desacuerdo sobre cual es el problema a tratar, para quien existe dicho problema, qué deberá hacerse para resolverlo, y cuándo y dónde. Mucha gente coincide en que las poblaciones de koala y su hábitat están disminuyendo. Detrás de lo que parece un problema de falta de definición, se encuentran dilemas complejos y manifiestos sobre los valores y creencias de los participantes. Las definiciones de los problemas varían enormemente según los participantes, lo que motiva que las soluciones propuestas sean igualmente variadas. La atención a la importancia e influencia de esta dimensión humana sobre la conservación del koala es esencial, aunque se ha dejado de lado. Los autores detallaron este hecho y muchos otros aspectos de la dinámica del koala que resultaron problemáticos. Resaltaron que, para que el proceso de decisiones para la gestión funcionara adecuadamente, se debían encontrar vías de integración del conocimiento social y biológico. Esto implica una atención explícita al proceso mismo. Sin embargo, descubrieron que muchos de los participantes en el proceso ignoran, dejan de lado o desprecian la importancia de este tipo de conocimiento sobre el proceso mismo. La mayoría de los participantes estaban interesados en conseguir más datos biológicos para reforzar sus posiciones.

Como conclusión, parecería que el tipo de aprendizaje individual, organizativo y político necesario para mejorar el proceso de gestión de los koalas no estaba ocurriendo. El proceso general de toma de decisiones era débil. El número especial de *Conservation Biology* incluye lecciones y recomendaciones para mejorar el proceso, y especialmente solucionar el vacío de implementación (Clark *et al.* 2000a,b). Muchas de estas recomendaciones son descritas a continuación dentro de una estrategia "basada en la práctica".

C. Una estrategia basada en la práctica

Tanto el caso del koala como el del bandicoot sugieren una estrategia general para tratar el vacío de la implementación y otros problemas del proceso de decisiones para la gestión de la recuperación de especies amenazadas. Esta aproximación estratégica es el

"enfoque basado en la práctica " (ver Brunner y Clark 1997, Clark *et al.* 2000a). Este enfoque centra la atención y los recursos limitados disponibles en componentes seleccionados del sistema general que gestiona la recuperación. Claramente, la gestión de especies amenazadas es un sistema complejo compuesto de numerosos procesos de decisiones menores e interconectados. Resulta excesivo tratar de comprender cómo todos los elementos relevantes de estos procesos afectan a los bandicoots o a los koalas. Lo que el enfoque basado en la práctica propone es ser selectivos y prácticos.

Las mejoras en la gestión pueden ser realizadas de "arriba hacia abajo" (*top-down*) o de "abajo hacia arriba" (*bottom up*). La aprobación de una ley de especies amenazadas es una aproximación de arriba hacia abajo. Esta acción es un medio para lograr la conservación, no un fin en sí misma. Una política o ley bien diseñadas puede servir para apoyar cambios necesarios en los niveles más bajos, sobre el terreno. Los enfoques de "abajo hacia arriba" son esenciales porque se centran en el nivel operativo. Los problemas de gestión que amenazan a las especies y las comunidades se derivan primeramente de numerosas decisiones privadas y públicas. Encarar estos problemas en el contexto operativo real aparece como el enfoque selectivo apropiado para mejorar la gestión para la conservación. El enfoque basado en la práctica se denomina así porque en él las políticas exitosas utilizadas no son teóricas, sino reales.

Este enfoque se compone de tres partes: 1) identificar y describir los esfuerzos de conservación exitosos, 2) adaptarlos y difundirlos ampliamente, y 3) abrir nuevas oportunidades para crear nuevos programas exitosos. Cada caso local debe ser identificado, descrito y revisado críticamente para determinar las razones formales y efectivas de su éxito. Esta es la manera de encontrar ejemplos positivos. Esto traslada la atención lejos del sentimiento de fracaso acumulado que puede darse en el caso del bandicoot o del koala, por citarlos como ejemplos. Los ejemplos positivos motivan e informan las futuras y mejores acciones de conservación según van siendo realizadas.

Los casos exitosos pueden ser considerados como "prototipos" (Clark *et al.* 1995). Pueden ser descritos, y, en caso de no existir, los prototipos pueden ser construidos y puestos a prueba deliberadamente para luego ser difundidos adecuadamente. Los casos de estudio (tal y como sucede en este libro) y las historias son una fuente de información para la gente que trabaja en otros programas. Por su parte, estas personas pueden adaptar esta información a su propia situación. El gobierno puede jugar un papel de liderazgo al apoyar los prototipos exitosos. Igualmente puede ayudar a fomentar la realización de prototipos desde el primer momento. Nuevas oportunidades de éxito deben ser facilitadas tanto política como geográficamente. También se necesitan medios efectivos para difundir las historias de éxito. Además de aumentar el uso de

estrategias basadas en casos específicos y de evitar los enfoques rígidos de arriba hacia abajo y las jerarquías burocráticas, se necesita buscar el desarrollo de planes de recuperación y acciones más progresivos. Este enfoque basado en la práctica ofrece además muchas oportunidades para el desarrollo de programas públicos y privados conjuntos.

III. La transición a un enfoque integrado

Colectivamente hemos acumulado suficiente experiencia en la recuperación de especies amenazadas durante las últimas décadas a través de muchos casos, contextos y continentes como para darnos cuenta, no sólo que se necesitan mejoras de fondo, sino que además éstas son realmente posibles (ver Clark 1996). Tres temas generales son tratados a continuación en este sentido: la necesidad de un cambio de enfoque en nuestro trabajo, la importancia de la organización para lograr una mayor efectividad y el tipo de comportamiento profesional necesario. La pregunta básica es: ¿cómo podemos construir el proceso de recuperación para ser más efectivos?

A. Cambiando el enfoque de nuestro trabajo

Necesitamos reenfocar nuestra atención desde una visión técnica convencional y predominante hacia lo que Westrum (1994) denominó adecuadamente como “el envoltorio humano” de la recuperación de especies. Este envoltorio humano es el conjunto de personas y organizaciones que protegen especies amenazadas: científicos, gestores, equipos de recuperación, agencias, propietarios de tierras, ONGs, conservacionistas, usuarios y visitantes. Si el envoltorio humano no es manejado adecuadamente, en palabras de Westrum “la especie no será bien manejada” (p. 329), y si el envoltorio humano fracasa, el proceso de recuperación fracasará también. Por lo tanto, debemos asegurar la eficacia del envoltorio humano. Necesitamos crear una comprensión más funcional del proceso mismo, de la gente y las organizaciones que interactúan en la tarea de la recuperación. A partir de aquí deberemos reconstruir un conjunto de principios y prácticas que sean claros, consensuados, y con los que se pueda trabajar (Brunner y Clark 1997, Clark 2001).

La gestión de las especies amenazadas es en realidad un proceso continuo de gente tomando decisiones, no sobre la ecología o el comportamiento de las especies, sino sobre sus propias acciones. ¿Debemos limitar nuestros efectos sobre las especies? ¿Debemos mejorar su hábitat? ¿Debemos dejar a las especies y el hábitat “tranquilos”? ¿Debemos establecer metas para la gestión y, en caso afirmativo, cuáles? ¿Debemos establecer nuevas políticas para manejar las especies y sus hábitats? ¿Debemos detener todas las prácticas nocivas y cómo? ¿Debemos crear prototipos? ¿Debemos usar un enfoque basado en

la práctica? ¿Debemos usar un equipo de recuperación con cierta conformación y medios de operación? El proceso de gestión de la recuperación trata de la gente y sus valores, cómo interactuamos, qué podemos hacer, y especialmente cómo establecemos y ejecutamos comportamientos que limiten nuestros efectos sobre el medio ambiente, incluyendo sobre las especies y los ecosistemas. Lograr este enfoque es esencial para lograr futuras mejoras. El modelo del "proceso de decisiones para la gestión" ha sido utilizado para comprender un número creciente de esfuerzos de recuperación de especies.

El enfoque integrado aquí propuesto ha sido descrito por Wallace *et al.* (2002). En la primera parte de esa publicación se tratan algunos conceptos básicos:

- Cómo mejorar los esfuerzos cooperativos mediante un mejor entendimiento de los intereses y las actividades de los participantes de la toma de decisiones para la recuperación de especies amenazadas.
- Cómo clarificar lo que se considera un problema en la recuperación de especies amenazadas y cómo tratar los problemas de una manera práctica mediante la utilización de todas las áreas relevantes de conocimiento y las diferentes perspectivas.
- La necesidad de enfatizar la importancia de los valores sociales humanos en los programas de recuperación de especies.
- Cómo clarificar el papel de los valores humanos en el proceso de recuperación, incluyendo la toma de decisiones programáticas y sus resultados.
- Promover la importancia de la claridad y el intercambio de perspectivas personales en la solución de problemas.
- Cómo integrar métodos de las ciencias naturales y sociales en el ámbito de la recuperación de especies.

Todos juntos, estos conceptos ofrecen una base para comprender el envoltorio humano y muestran como este conocimiento puede fomentar una mayor eficiencia, igualdad y efectividad en la conservación de especies. Esta publicación continúa con la Parte II sobre Aplicaciones, donde se ofrecen diferentes técnicas destinadas a mejorar el proceso de toma de decisiones, incluyendo el uso de prototipos. Y en la parte III, centrada en Casos, se describen cinco ejemplos concretos en los que se ha usado un enfoque integrado. Los conceptos y herramientas propuestas son generalmente aplicables, tal y como se ve en los casos particulares. Este enfoque integrado ha sido descrito en otras publicaciones y ha sido aplicado a una amplia variedad de especies amenazadas, a la gestión de ecosistemas y a casos de gestión de recursos naturales (v.g., Clark 1993, 1997b, Clark *et al.* 2001). Esta aproximación puede ser enseñada en un taller o en un curso, o puede ser aprendida de manera individual.

B. Arreglos organizativos

Los equipos y las organizaciones son esenciales para la recuperación de las especies. La atención sistemática y explícita a estas cuestiones resulta esencial para lograr una conservación efectiva. Debido a que la gestión de especies implica la participación de numerosas personas, agencias y organizaciones –cada una de ellas con potencial para tener sus propios intereses, informaciones, papeles, desafíos políticos y analíticos, y perspectivas–, necesitamos ser cuidadosos con respecto a como conformamos equipos y organizaciones destinadas a gestionar el proceso de toma de decisiones. Un proceso de toma de decisiones efectivo no va a ocurrir por sí mismo, ni lo hará a través del reciclaje de los procedimientos operativos habituales, los arreglos burocráticos, los conflictos existentes y los viejos ideales. Elementos organizativos han sido presentados en otras publicaciones (v.g., Clark *et al.* 1989, Clark y Cragun 1994, Clark y Westrun 1991).

Este cuerpo escrito propone de manera colectiva que las organizaciones sean diseñadas y gestionadas de una manera activa. Esto incluye: 1) el establecimiento de estructuras para la recuperación de especies (i.e., adaptando la organización a la tarea), 2) creación de culturas aptas para la recuperación de especies (se necesita una cultura centrada en la tarea y en las personas), 3) promover el aprendizaje destinado a un mejor procesamiento de la información. Del mismo modo, se propone que los equipos de recuperación sean diseñados y gestionados como equipos de alto rendimiento, adecuadamente dotados con el personal apropiado para la tarea, compuestos por personas con las adecuadas características cognitivas y emocionales, y donde el liderazgo sea un factor esencial.

La participación pública es igualmente importante (ver Cuadro 2). La mejor manera de organizar al público e involucrarlo en la recuperación es a través de la "participación interactiva". En cambio, en su lugar se usa típicamente la "participación por consulta". En la participación por consulta, la gente participa al ser consultada, y los agentes externos escuchan sus visiones. Estos agentes externos definen tanto los problemas como las soluciones, y pueden modificarlos a la luz de las respuestas de la gente. Un proceso consultivo como éste no comparte la propiedad en la toma de decisiones y los profesionales no están obligados a incluir las visiones de la gente. Como contraste, en la participación interactiva la gente participa en análisis conjuntos dirigidos a diseñar planes de acción y a establecer nuevos grupos o fortalecer otros ya existentes. Este tipo de participación a menudo requiere metodologías interdisciplinarias que busquen perspectivas múltiples y utilicen procesos de aprendizaje estructurados y sistemáticos. Estos grupos toman control sobre las decisiones locales y así la gente tiene un especial interés en mantener las estructuras y prácticas creadas.

Tipos	**Componentes de cada tipo**
Participación pasiva	La gente participa al ser informada sobre lo que va a pasar o ha pasado ya. Se trata de un anuncio unilateral de una administración pública o de un proyecto. La respuesta de la gente no es tenida en cuenta. La información compartida en el proceso pertenece únicamente a profesionales externos.
Participación en la entrega de información	La gente participa al responder las preguntas hechas por investigadores a través de cuestionarios, reuniones grupales o enfoques similares. La gente no tiene la oportunidad de influenciar los procesos ya que los resultados de los estudios no son compartidos ni expuestos para su verificación.
Participación por consulta	La gente participa al ser consultados y los agentes externos escuchan sus puntos de vista. Estos agentes externos definen los problemas y las soluciones y pueden modificarlos en función de la respuesta de la gente. Este proceso de consultas no comparte la capacidad de decisión ni implica un compromiso explícito a la hora de incluir las visiones de la gente.
Participación mediante incentivos materiales	La gente participa suministrando recursos, por ejemplo mano de obra, a cambio de comida, dinero u otros incentivos materiales. Buena parte de la investigación y bioprospección encaja en esta categoría, ya que la gente local provee los recursos pero no participan en los procesos científicos de diseño y aprendizaje. A menudo se denomina como participación, aunque la gente local no tiene ninguna capacidad de prolongar las actividades una vez que los incentivos desaparecen.
Participación funcional	La gente participa mediante la formación de grupos destinados a cumplir con determinados objetivos de un proyecto, los cuales pueden ser promovidos por una organización externa. Este tipo de contribución no suele aparecer en las fases iniciales del proceso, sino después de que algunas decisiones fundamentales ya hayan sido tomadas. Estos grupos suelen ser dependientes de iniciadores y facilitadores externos, aunque pueden volverse independientes.
Participación interactiva	La gente participa en un análisis conjunto, lo que puede conducir a planes de recuperación, de acción o de manejo y a la formación de nuevos grupos o el reforzamiento de los existentes. Este tipo de participación suele incluir metodologías interdisciplinarias y promueve la utilización de procesos de aprendizaje sistemáticos y estructurados. Los grupos participantes tienen control sobre las decisiones locales y, por lo tanto, la gente tiene interés en mantener las estructuras o métodos empleados.
Automovilización	La gente toma la iniciativa para comenzar un proceso de cambio, sin requerir el incentivo de instituciones externas. Este tipo de automovilizaciones pueden alterar o no los desequilibrios de poder o riqueza existentes.

Cuadro 2. Tipos de participación (a partir de Pimbert y Pretty 1995).

C. Profesionalismo cívico

La recuperación de especies requiere profesionales con cierto tipo de habilidades y una clara mentalidad cívica (Clark 1997b, 2001). Las habilidades necesarias van más allá de cualquier conocimiento científico y técnico, debiendo incluir capacidad para el pensamiento crítico (i.e., orientación del problema), habilidades observadoras (de gente, situaciones y de la toma de decisiones), capacidad de gestión (de gente, grupos y situaciones), y habilidades técnicas (v.g. técnicas biológicas). Además de estas habilidades se necesita un profesionalismo cívico. El profesionalismo cívico destaca el compromiso con el servicio público. Esta mentalidad difiere del "profesionalismo convencional", en el que los profesionales se basan en aspectos y en una mentalidad técnicos, se tiene la noción de que el experto técnico debe estar a cargo y que el público tiene poco que decir en estos asuntos. Estas dos visiones del profesionalismo producen resultados muy diferentes sobre el terreno.

IV. Conclusiones

La conservación de especies amenazadas es una tarea vital en el ámbito global. Varias naciones lideran los esfuerzos destinados a tratar el desafío de la rápida pérdida de especies, comunidades y ecosistemas. Entre ellas se encuentra Australia. Australia es un país desértico que está experimentando cambios masivos en sus paisajes motivados por los impactos humanos pasados y presentes. Es el país con la mayor tasa de extinción de mamíferos del mundo durante los últimos 200 años. Actualmente, por dar un ejemplo, cerca del 90% de los mamíferos pequeños y medianos del interior del país están extinguidos o en peligro. Las amenazas provienen de la transformación y limpieza de tierras, las especies introducidas y el cambio climático. Desde que se aprobó el Acta de Garantía de la Flora y Fauna de Victoria (FFG) en 1988, hasta el Acta Federal de Protección Ambiental y de Conservación de la Biodiversidad (EPBC) de 1999, Australia ha sido una nación consistentemente innovadora en el campo de las políticas de gestión. Entre las innovaciones principales están las nuevas categorías para reconocer y catalogar especies, comunidades y procesos amenazantes.

El mundo debería interesarse en la experiencia australiana, aprender de ella, e igualar o superar los altos estándares que el país ha establecido para sus ciudadanos y sus futuras generaciones. Sin embargo, Australia, al igual que muchos otros países, lucha por implementar su legislación sobre el terreno, en el campo. La organización de un proceso de recuperación efectivo en términos funcionales requiere el organizar un proceso de decisiones para la gestión que resulte efectivo. Este proceso es un conjunto de actividades y

Actividad de iniciación:	Sensibilidad retrasada que hace que el problema se perciba sólo después de que éste se ha desarrollado y los efectos perniciosos se han sentido de manera general. Definición inicial del problema sesgada. Un grupo interesado establece una definición del problema que apoya sus propios intereses y su visión del problema. Esta definición no logra captar la total y verdadera naturaleza del problema emergente.
Actividad de estimación:	Análisis inadecuado del problema. No se tiene la información necesaria sobre tendencias, condiciones y proyecciones, o se ha obtenido parcialmente. Se estudia el problema para ganar tiempo. Este tipo de retrasos deliberados son una táctica común de las personas que se oponen a la definición del problema emergente y a sus implicaciones políticas. Estas personas no aceptan la definición del problema ni quieren actuar sobre él.
Actividad de selección:	Mala coordinación en la toma de decisiones gubernamentales. A menudo, varios grupos encaran problemas complejos de manera simultánea sin ser conscientes entre ellos o sin un buena comunicación que les ayude a comprender de manera compartida el problema y lo que hace falta para solucionarlo. Control excesivo. Algunos grupos responden a los problemas mediante la imposición de mayores controles sobre todos los implicados. Esto lleva a la burocratización y a veces a la parálisis del proceso.
Actividad de implementación:	Algunos grupos socioeconómicos interesados pueden tratar de capturar y beneficiarse de las políticas por encima de otros beneficiarios propuestos. Limitaciones de las empresas estatales como gestores de recursos naturales. El tamaño, la lentitud, los intereses políticos y las características conservadoras y burocráticas de las organizaciones gubernamentales pueden convertirse en obstáculos. Inadecuada coordinación de la implementación. A menudo el excesivo control burocrático, y las rivalidades y exclusiones de sectores clave lleva a políticas y programas enrevesados.
Actividad de evaluación:	Falta de receptividad a las críticas. Algunos críticos intentan honestamente mejorar las políticas, pero el gobierno a menudo opta por ignorar sus sugerencias, sin tener en cuenta su mérito. Incapacidad de aprender de la experiencia. Las organizaciones pueden ser incapaces de aprender y así responden repetidamente a nuevos desafíos de conservación con los mismos programas, enfoques y técnicas.
Actividad de terminación:	Presión para que se mantengan políticas fracasadas. Incluso las políticas que peor funcionan pueden beneficiar a alguien que va a insistir en su manteni miento. Incapacidad para prepararse para la terminación de un programa. Algunos grupos pueden fallar a la hora de apreciar y prepararse para las dificultades relacionadas con la terminación de una mala política en las primeras fases del proceso global de toma de decisiones.

Cuadro 3. Debilidades o fallos comunes en cada una de las actividades o funciones del proceso de decisiones para la gestión en la conservación de especies amenazadas (de Clark 1997a:171).

funciones interconectadas centradas en definir el problema en cuestión. La conservación es, de hecho, un proceso de decisiones que incluye la recogida de información, un debate abierto e informado, el desarrollo de planes y acciones, su implementación, la revisión y evaluación, y la terminación de los programas. La gestión efectiva de las especies requiere la puesta en práctica de un proceso de gestión completo. Este proceso suele mostrar debilidades, especialmente en la fase de implementación. Demasiado a menudo, existe un "vacío de la implementación", en el que no se logran los resultados esperados.

Las mejoras pueden venir del uso sistemático de enfoques basados en la práctica, en prototipos o en un aprendizaje activo. Las mejoras en el proceso de decisiones para la gestión son posibles si logramos cambiar el énfasis de nuestro trabajo de recuperación hacia una gestión efectiva del proceso, las mejoras en los arreglos organizativos, incluyendo los equipos y el trabajo con el público, y a través de un profesionalismo cívico basado en un compromiso con el servicio público. Hay demasiado en juego para no estar abierto a alguna y todas de las maneras que nos ayuden a conservar exitosamente la diversidad biológica mundial.

Agradecimientos

Quiero agradecer la gran ayuda recibida de mis colegas australianos y además dejar claro que el contenido de este capítulo (incluyendo cualquier omisión, errores e interpretaciones) es mi única responsabilidad. Éstos incluyen Niel Murray, Nicki Mazur, Philip Sutton, Kathy Preece, Vaanessa Craigie, Alan Yen, Gary Backhouse, Kim Lowe, Steve Dovers, Andrew Macintosh, Gerry Bates, Adrian Moore, Martin O'Brien, Peter Myroniuk, Robert McKelleher, Mark Parnell, Alan Bradbury, y Colin Hocking.

Bibliografía

BACKHOUSE, G.N., T.W. CLARK y R.P. READING. (1994). The Australian eastern barred bandicoot recovery program: Evaluation and reorganization. Pp. 251-271 *en*: T.W. Clark, R.P. Reading, y A.L. Clarke, eds. *Endangered species recovery: Finding the lessons, improving the process*. Island Press, Washington DC.

BACKHOUSE, G.N., T.W. CLARK y R. WALLACE. (1996). Reviewing recovery programs for endangered species: Considerations and recommendations. Pp. 70-179 *en: Back from the brink: Refining the threatened species recovery process*. Australia Nature Conservation Agency in Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales.

BACKHOUSE, G. y J. CROSTHWAITE. (1996). *Eastern barred bandicoot, Parameles gunnii*. FFG Action Statement No. 04. 9 pp.

BENNETT, A., G. BACKHOUSE y T.W. CLARK. (1995). Case studies and policy initiatives in endangered species recovery in Australia. Pp. 1-118 *en:* Bennett, A., G. Backhouse y T.W. Clark, (eds.), *People and Nature Conservation: Perspectives on Private Land Use and Endangered Species Recovery*. Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton 2170, NSW, Australia.

BRUNNER, R.D. y T.W. CLARK. (1997). A practice-based approach to ecosystem management. *Conservation Biology* 11:48-58.

CLARK, T.W. (1993). Creating and using knowledge for species and ecosystem conservation: Science, organizations, and policy. *Perspectives in Biology and Medicine* 36:497-525.

______ (1996). Appraising threatened species recovery efforts: Practical recommendations. Pp. 1-22 *en: Back from the brink: Refining the threatened species recovery process*. Australia Nature Conservation Agency in Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales.

______ (1997a). *Averting extinction: Reconstructing endangered species recovery*. Yale University Press, New Haven CT. 270 pp.

______ (1997b). Conservation biologists in the policy process: Learning how to be practical and effective. Pp. 575-597 (Chapter 17) *en:* G.K. Meffe y C.R. Carroll, (eds.), *Principles of conservation biology*, 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland MA.

______ (2001a). Developing policy-oriented curricula for conservation biology: Professional and leadership education in the public interest. *Conservation Biology* 15: 31-39.

______ (2001b). Interdisciplinary problem solving in species and ecosystem conservation. Pp. 35-54 *en:* T.W. Clark, M. Stevenson, K. Ziegelmayer, y M. Rutherford (eds). *Species and ecosystem conservation: An interdisciplinary approach*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Bulletin Series 105.

CLARK, T.W., G.N. BACKHOUSE y R.P. READING. (1995). Prototyping in endangered species recovery programmes: The eastern barred bandicoot experience. Pp. 50-62 *en:* A. Bennett, G. Backhouse, y T.W. Clark, (eds.) *People and nature conservation: Perspectives on private land use and endangered species recovery*. Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales.

CLARK, T.W. y R.D. BRUNNER. (1996). Making partnerships work in endangered species conservation: An introduction to the decision process. *Endangered Species Update* 13:1-4.

CLARK, T.W. y J.R. CRAGUN. (1994). Organizational and managerial guidelines for endangered species restoration programs and recovery teams. Pp. 9-33 *en:* M.L. Bowles y C.J. Whelan (eds.) *Restoration and recovery of endangered species: Conceptual issues, planning and implementation*. Cambridge University Press, London.

CLARK, T.W., R. CRETE y J. CADA. (1989). Designing and managing successful endangered species recovery programs. *Environmental Management* 13:159-170.

CLARK, T.W., N. MAZUR, S.J. CORK, S. DOVERS y R. HARDING. (2000a). Koala conservation policy process: Appraisal and recommendations. Pp. 681-690 *en*: Cork, S.J., T.W. Clark y N. Mazur (eds.) Conservation of koalas in Australia. Special Issue, *Conservation Biology* 14: 606-704.

CLARK, T.W., N. MAZUR, R. J. BEGG y S.J. CORK. (2000b). Interdisciplinary guidelines for developing effective koala conservation policy. Pp. 691-701 *en*: Cork, S.J., T.W. Clark y N. Mazur (eds.) Conservation of koalas in Australia. Special Issue, *Conservation Biology* 14: 606-704.

CLARK, T.W. y J.H. SEEBECK, (eds.) (1989). *Management and conservation of small populations*. Proceedings of a conference held in Melbourne, Australia, September 26-27, 1989.

CLARK, T.W., M. STEVENSON, K. ZIEGELMAYER y M. RUTHERFORD (eds.) (2001). Species and ecosystem conservation: An interdisciplinary approach. Yale School of Forestry and Environmental Studies, Bulletin Series 105. 276 pp.

CLARK, T.W. y R.L. WALLACE. (En prensa) Finding the Keys to Effective Endangered Species Conservation *En*: F.W. Davis, D. Goble, G. Heal y J.M. Scott (eds.) *The Endangered Species Act at Thirty: Lessons and Prospects*. Island Press, Washington, D.C.

CLARK, T.W. y R. WESTRUM. (1991). High performance teams in wildlife conservation: A species reintroduction and recovery example. *Environmental Management* 13:663-670.

CORK, S.J., T.W. CLARK y N. MAZUR. (2000a). Introduction: An interdisciplinary effort for koala conservation. Pp. 606-609 *en:* Cork, S.J., T.W. Clark, and N. Mazur (eds.) *Conservation of koalas in Australia. Special Issue, Conservation Biology* 14: 606-704.

______ (eds.) (2000b). Conservation of koalas in Australia. *Special Issue, Conservation Biology* 14: 606-704.

______ (2000c). Conclusions and recommendations for koala conservation. Pp. 702-704 *en:* Cork, S.J., T.W. Clark, and N. Mazur (eds.) *Conservation of koalas in Australia. Special Issue, Conservation Biology* 14: 606-704.

CROSTHWAITE, J. (1995). Identifying and addressing social and economic issues in recovery planning: Experience with the Victorian *Flora and Fauna Guarantee Act* 1988. Pp. 78-86 *en*: Bennett, A., G. Backhouse, and T.W. Clark (eds.) People and Nature Conservation: Perspectives on Private Land Use and Endangered Species Recovery. Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton 2170, NSW, Australia.

KLEIMAN, D.G., R.P. READING, B.J. MILLER, T.W. CLARK, J.M. SCOTT, J. ROBINSON, R.L. WALLACE, R.J. CABIN y F. FELLEMAN. (2000). Improving the evaluation of conservation programs. *Conservation Biology* 14: 356-365.

MANSERGH, I., A. JELINEK y P. CLUNIE. (1995). A review of the Action Statement process under the Victorian *Flora and Fauna Guarantee Act* 1988. Pp. 68-77 *en*: Bennett, A., G. Backhouse y T.W. Clark (eds.) *People and Nature Conservation: Perspectives on Private Land Use and*

Endangered Species Recovery. Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton 2170, NSW, Australia.

MARSDEN, S. (2002). Strategic environmental assessment and Australian fisheries management: how effective is the Commonwealth legal framework? Pp.47-70 *en:* Marsden, S. y S. Dovers (eds.) *Strategic environmental assessment in Australasia*. Sydney: Federation Press.

PIMBERT, M.P. y J.N. PRETTY. (1995). *Parks, people, and professionals: Putting "participation" into protected area management*. UN Research Institute for Social Development. Discussion Paper DP 57:1-60.

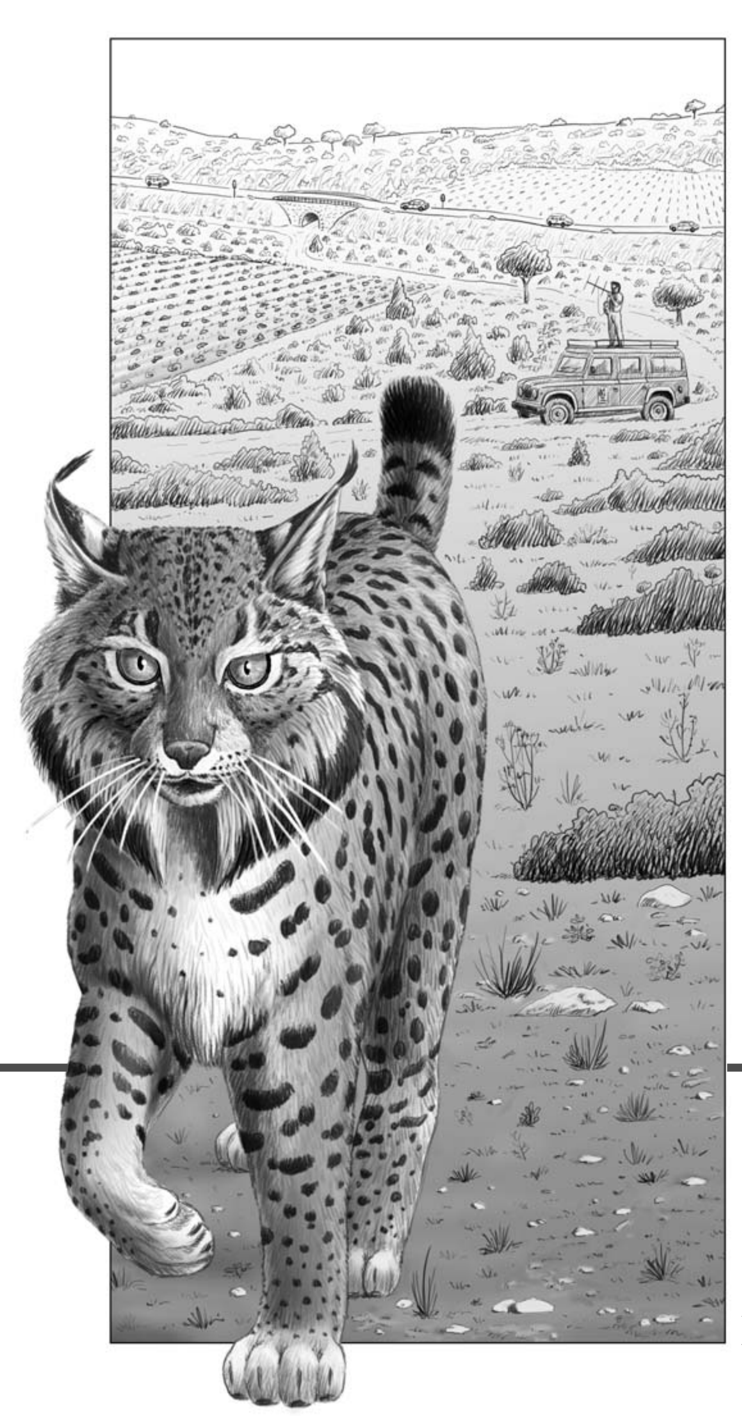
STRATFORD, E., N. MAZUR, D. LUNNEY y D. BENNETT. (2000). Managing the koala problem: Interdisciplinary perspectives. Pp. 610-618 *en:* Cork, S.J., T.W. Clark y N. Mazur (eds.) *Conservation of koalas in Australia. Special Issue, Conservation Biology* 14(3):606-704.

WALLACE, R.L., T.W. CLARK y R.P. READING (eds.) (2002). An interdisciplinary approach to endangered species recovery: Concepts, applications, cases. *Special Issue Endangered Species Update* 19: 65-204.

WATSON, A.J. y M. HALLEY. (1999). *Recovery plan for the Eastern Barred Bandicoot Parameles gunnii (mainland subspecies).* Department of Natural Resource and Environment, Melbourne, Victoria, Australia.

WESTRUM, R. (1994). An organizational perspective: Designing recovery teams from the inside out. Pp. 327-349 *en*: T.W. Clark, R.P. Reading, y A.L. Clarke (eds.) *Endangered species recovery: Finding lessons, improving the process*. Island Press, Washington, D.C.

WILSON, B. y T.W. CLARK. (1995). The Victorian Flora and Fauna Guarantee Act 1988: A five-year review of its implementation. Pp. 87-103 *en:* Bennett, A., G. Backhouse y T.W. Clark (eds.) *People and Nature Conservation: Perspectives on Private Land Use and Endangered Species Recovery*. Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton 2170, NSW, Australia.



PARTE IV

Conclusiones y recomendaciones

16

RECUPERACIÓN DE FAUNA AMENAZADA EN ESPAÑA

Lecciones aprendidas y sugerencias para ser más efectivos

Ignacio Jiménez Pérez

Las páginas anteriores contienen reflexiones y conceptos procedentes de décadas de experiencia acumulada en la conservación de fauna amenazada en España. Además, hemos podido comparar estos conocimientos con los casos de otras naciones con un nivel de desarrollo y un marco legal relativamente parecidos, como es el caso de EEUU y Australia. La imagen general que surge de las páginas previas es una mezcla de luces y sombras, de éxitos y fracasos, procesos "relajados" y otros "problemáticos". Dentro de este complejo panorama, debemos buscar patrones recurrentes que afloren de tantos años de trabajo; del análisis y la reflexión de tantos profesionales. A menudo, los conservacionistas comprometidos con el futuro de una especie determinada tenemos la atención tan puesta en ésta, en su problemática de conservación y su idiosincrasia, que nos olvidamos que muchos de los problemas que impiden su recuperación son comunes a otras tantas especies y, sobre todo, a tantos otros procesos similares. El objetivo de este capítulo es buscar estos patrones comunes, ordenarlos de una manera coherente y relacionarlos con un cuerpo teórico creado para explicar y tratar de resolver patologías típicas de los procesos de conservación de animales en peligro de extinción. Una vez identificadas las lecciones contenidas en tantos años de trabajo propongo algunas soluciones a los problemas más extendidos.

El contenido de este capítulo es fruto de la creencia de que si queremos aumentar las opciones de supervivencia de las especies silvestres, debemos mejorar la manera en la que los conservacionistas realizamos nuestro trabajo y aprendemos en el proceso. Sin embargo, quiero aclarar que no pienso que el aumento o la disminución de una población animal depende esencialmente de los esfuerzos de los profesionales involucrados en su recuperación, sino que es el fruto de procesos complejos que actúan en ámbitos y escalas espaciales y temporales que a menudo trascienden estos esfuerzos, cuando no

de los rasgos biológicos de la especie. En este sentido, el "éxito de conservación" del lobo en la mitad norte de la península ibérica y en otros lugares del mundo refleja de manera clara como una población puede recuperarse al margen, e incluso a pesar, de las decisiones y acciones de las personas e instituciones encargadas de su gestión (ver capítulo 11 en este libro). Igualmente los casos del águila imperial y el lince ibérico (capítulos 10 y 13) muestran hasta que punto la biología de la especie –en estos casos, la especialización trófica y un área de distribución originariamente restringida– puede limitar el margen de éxito de los conservacionistas.

Lección 1: No existe un consenso sobre lo que significa recuperación y ésta se presenta más como un proceso dinámico (y a menudo permanente) que como una meta fijada a priori

Resulta prácticamente imposible encontrar una definición generalmente aceptada de lo que significa recuperar a una especie o población de la extinción. No sólo carecemos de un consenso en lo que respecta al concepto de recuperación en general, sino que dentro de las personas que trabajan para la conservación de una especie amenazada en concreto es más que probable que cada uno de ellos tenga una noción diferente de lo que implica recuperarla, en el caso de que se lo hayan planteado seriamente. ¿Por qué resulta tan difícil lograr un consenso en este sentido?. Las razones son múltiples. Por un lado, el principal problema del término "recuperado" es que no equivale obligatoriamente a lo contrario de extinto, de la misma manera que una persona sana no implica únicamente que no está muerta (ver el capítulo 1 de este libro). Si el último individuo de una especie desaparece, o al menos si sólo queda un sexo vivo en el caso de que ésta sólo se reproduzca sexualmente, bien podemos darla por extinta. Sin embargo, ¿cuándo la consideramos como recuperada: cuándo tenemos un individuo de cada sexo, cuándo tenemos 50 o 500, cuando la población tiene una población cautiva autosostenible, cuándo la población vive en vida silvestre en condiciones de manejo activo, cuándo vive en su hábitat con mínima intervención humana o cuándo retoma su distribución original en un momento histórico determinado?. Parece claro que la extinción se encuentra al extremo de un gradiente de situaciones y que la recuperación se encontraría en algún lugar al otro lado. Pero, ¿dónde exactamente? ¿quién fijaría este lugar, definiría lo que implica recuperar y bajo qué criterios?.

Este problema nos lleva al segundo dilema de la recuperación: los criterios que se pueden usar para definirla son múltiples y cada persona tenderá a acudir a los que mejor le parezcan en función de su formación, cargo, experiencia personal y su carácter. Ni

siquiera dentro de los científicos es fácil lograr un consenso en este sentido. Para un genético una especie estará recuperada cuando alcance condiciones poblacionales que aseguren el mantenimiento de su variabilidad genética a largo plazo. Un ecólogo, en cambio puede pensar que recuperación implica mantener su papel original en el ecosistema que habitaba. Un veterinario puede pensar que está recuperada cuando existan suficientes individuos en cautividad como para asegurar la permanencia de la especie. Pero, como hemos visto repetidamente, los científicos no son los únicos actores con autoridad y competencia en estos temas. Un político puede considerar a una especie como recuperada cuando llegue a una situación en la que la conflictividad política sea mínima, mientras que un técnico gubernamental puede considerarla como tal cuando cambia de categoría en el listado de especies amenazadas o cuando cumple una serie de criterios especificados previamente en un plan de recuperación. La conclusión es clara: desde el momento en que comenzamos a definir lo que consideramos como recuperación, desde el momento que tratamos de fijar nuestra meta final – la situación a la que queremos llegar con nuestras acciones de conservación– nos salimos del suelo firme de la ciencia (aunque, como acabamos de ver, tampoco es tan firme como parecería) para entrar en las arenas movedizas de la política –entendida ésta como el escenario donde diferentes actores sociales movilizan sus recursos para lograr sus intereses–, un lugar donde la ciencia sólo ocupa un papel más entre todo un conjunto de otras visiones.

Todo lo anterior nos indica que la recuperación, más que una situación concreta, es un *proceso* destinado a alejar a nuestra especie de la extinción. Un proceso que dista mucho de ser mayoritariamente biológico o técnico, como hemos visto en las páginas previas y se repetirá a lo largo de este capítulo. Esta visión dinámica en el ámbito temporal y social de la recuperación no debe impedir que tratemos de identificar, discutir y promover una cierta situación meta a la que queremos llegar en cada proceso. Se debe explicitar lo que se entiende por recuperación para cada especie o población amenazada con la que trabajamos. Si no lo hacemos, no sabremos el objetivo final de las acciones planeadas, tendremos serios problemas para evaluar el éxito de nuestras acciones, y, sobre todo, no seremos capaces de trasmitir a la sociedad que es lo que se quiere lograr con un programa de conservación determinado, pudiendo fomentar una idea errónea o demasiado simple del proceso de conservación. Analizar, discutir y divulgar abiertamente esto para cada programa de recuperación será el primer paso para lograr el máximo apoyo social y para evitar futuros conflictos. En muchos casos, tal y como explican Pagel y colaboradores, esto implica asumir que muchas especies nunca llegarán a recuperarse o, dicho de otra manera, a alcanzar una situación anterior conside-

rada como ecológicamente aceptable (ver capítulo 14). Esto convertiría a la recuperación en *"una meta a aspirar, no una expectativa realista"*

A pesar del relativismo presente en los párrafos anteriores, los autores de este libro aspiramos a una meta común basada en la conservación de *poblaciones viables a largo plazo en su ambiente natural, aunque esto implique, en algunos casos, una gestión permanente de aquéllas*. Esta visión de la recuperación se aleja de otros posibles escenarios, entre los que se incluye la conservación de una especie únicamente en cautividad o en lugares semisilvestres fuera de su área de distribución original, o una visión de la recuperación en la que "los animales saben cuidarse por sí mismos si los dejamos tranquilos" y donde lo preferible *siempre* es dejar a la "naturaleza tranquila".

Lección 2: La creación de catálogos de especies amenazadas no se ha traducido en la redacción y aprobación de los requeridos planes de conservación. Juan Jiménez (ver capítulo 3 de este libro) desarrolla el marco legal y los procedimientos relativos a la elaboración y modificación de catálogos de fauna amenazada –tanto en el ámbito nacional como en el autonómico–, junto con el proceso de aprobación de los planes de recuperación o similares (PRs a partir de ahora) derivados de éstos. Tal y como señala el autor citado, destaca la escasa cantidad de planes aprobados, a pesar de que, por ley, las comunidades autónomas están obligadas a redactar y aprobar estos documentos, no sólo para las especies incluidas en sus catálogos respectivos, sino para cualquier especie incluida en el catálogo nacional y presente en su territorio. Quince años después de la aprobación de la Ley 4/89 resulta difícil ocultar un caso tan flagrante de incumplimiento de la Ley. ¿Qué es lo que hace que no se esté cumpliendo? ¿Porqué no hay una presión social, como la equivalente en otros campos, para que se haga cumplir el marco legal? ¿Será que estamos hablando de una ley que nadie se cree? ¿Será que los legisladores trataron de imitar con demasiado optimismo la *endangered species act* (ESA) de EEUU en un marco tan diferente como el español?.

Varias razones pueden explicar el bajo grado de redacción y aprobación de PRs. La primera razón que salta a la vista es el bajo interés de la población española en el tema, lo que hace que no haya una demanda por parte de ésta del cumplimiento de la Ley en este campo. Ni la prensa, ni los grupos ecologistas, tan rápidos y eficientes para denunciar otros temas parecen hacerse eco de este problema. Probablemente porque intuyen que no van a encontrar muchos oídos receptivos en la opinión pública que se indignen

por los pocos planes de conservación aprobados. En este sentido, es probable que los legisladores fueran más allá del interés la propia población española en este ámbito.

En segundo lugar, existe una diferencia en el desarrollo de la ESA americana con respecto a la Ley 4/89 y la manera como ésta ha sido tradicionalmente interpretada que puede explicar porqué se están aprobando tan pocos planes. Tal y como se puede entender a partir de la explicación realizada por Pagel *et al.* (ver capítulo 14 de este libro), el peso legal de la ESA reside fundamentalmente en el proceso de catalogación y no tanto en el de aprobación de los planes obligados. Esto se debe a que la mera inclusión de una especie en el catálogo nacional de Estados Unidos implica una serie de compromisos y restricciones, especialmente sobre las agencias federales, que le otorga una enorme protección *de facto*. Basta con recordar el poder de la Sección 7 de dicha ley, tal y como lo describen dichos autores, para darse cuenta de los enormes controles y restricciones que implica para cualquier agencia gubernamental el hecho de que una especie esté catalogada como amenazada. La Ley 4/89 no incluye una sección similar en su texto y parece dejar buena parte del peso legal de la conservación a los respectivos planes legalmente aprobados.

La otra gran diferencia reside en que tanto en EEUU como en Australia, los planes de recuperación y similares no tienen porqué ser –y no lo son– aprobados por ningún parlamento estatal, lo que reduce su peso legal, a la vez que facilita su proceso de redacción y oficialización. En cambio, en España existe la tradición de que estos planes deben ser aprobados por un decreto parlamentario, a pesar de que dicho punto no sea explicitado en la Ley 4/89 ni en el Real Decreto 439/1990, regulador del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Desgraciadamente, tal y como se explica en el capítulo 3 de este libro, el proceso de aprobación y oficialización de un decreto parlamentario es suficientemente lento y complejo como para lograr que muchos planes oficialmente redactados por las consejerías de medio ambiente no hayan sido nunca aprobados y para desincentivar a aquéllas a tratar de pasar por dicho trámite de aprobación. En este sentido, destaca la postura "pragmática" de la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía de trabajar con planes de conservación de especies amenazadas que no han pasado por un proceso de aprobación oficial, o la de la Comunidad Valenciana que en su Decreto 32/2004 de creación del Catálogo Valenciano de Especies de Fauna Amenazada explicita que los planes de recuperación de especies en peligro deberán ser aprobados por decreto parlamentario, mientras que en el caso de planes de conservación para especies vulnerables bastará con una orden del Conseller de Territorio y Vivienda, lo que implica un trámite más ágil, aunque de menor peso legal.

En tercer lugar, no parece que la creación de los catálogos autonómicos haya contribuido a la redacción y aprobación de PRs. De hecho, no parece haber una idea compartida entre las diferentes CCAA del propósito de estos catálogos. Si el catálogo nacional obliga a éstas a conservar –y dentro de esto a redactar y aprobar PRs– cualquier especie amenazada presente en el territorio de aquellas, ¿cuál sería la utilidad de crear un catálogo propio?. Así, aparecerían dos propósitos para estos catálogos: 1) otorgar una protección extra a algunas especies especialmente raras en el ámbito autonómico en cuestión, y 2) utilizar los catálogos como herramientas de priorización que favorezcan el cumplimiento de responsabilidades legales y, en este caso, la redacción de PRs. Estas dos visiones explicarían la enorme disparidad existente entre CCAAs en el número de especies incluidas en los catálogos autonómicos y el número de PRs aprobados. En un extremo se ve como las CCAA que presentan listados de fauna amenazada más abultados (v.g. Castilla-La Mancha, Extremadura o Canarias con 367, 335 y 188 especies respectivamente) han aprobado relativamente pocos PRs hasta diciembre del 2004 (4, 1 y 1 respectivamente), mientras que otras CCAA que han desarrollado catálogos más pequeños (La Rioja y Asturias con 9 y 20 especies cada una) muestran un mayor grado de aprobación de estos documentos (5 y 17 respectivamente).

No parece que la creación de grandes listas esté ayudando a la priorización de acciones de conservación y, a lo que debería ser uno de sus resultados inmediatos, la elaboración de PRs. Parecería como si los catálogos voluminosos desincentivaran la elaboración y aprobación de planes y, por lo tanto, el cumplimiento de esta obligación legal por parte de las CCAA. Este efecto negativo puede deberse a que los técnicos encargados de elaborar los planes se ven desmotivados al no ver "la luz al final del tunel". Igualmente, estos largos listados responderían a una visión política poco proactiva de la conservación basada mayoritariamente en restricciones y sanciones sobre la ciudadanía y no tanto en un compromiso ejecutivo por parte de la administración pública. En este sentido, llama la atención que Extremadura y Castilla-La Mancha tengan listados de fauna amenazada más voluminosos que Australia, a pesar de ser éste uno de los países más diversos biológicamente del mundo, con mayores cifras de extinción de mamíferos en los últimos 200 años, y de tener una de las legislaciones y tradiciones de conservación más respetadas del mundo (ver capítulo 15). Esto indicaría una falta de sintonía entre la aprobación de catálogos muy largos –tanto en el ámbito nacional como en el autonómico– y el espíritu proactivo reflejado en la Ley 4/89.

Otros problemas de índole política, administrativa y técnica favorecen la escasa redacción y aprobación de PRs. A veces los técnicos encargados de redactar estos pla-

nes ven como sus jefes directos ni siquiera los elevan a los jefes políticos (v.g. director general o consejero) para que sean discutidos en las juntas de gobierno. En otros casos son las otras agencias o consejerías dentro de la misma CCAA las que bloquean la propuesta de decreto para legalizar el plan. Estas reticencias pueden estar basadas en una percepción errónea del impacto social negativo que puede tener la aprobación del plan o, al contrario, a que los borradores presentados incluyen medidas conservacionistas inaceptables para la gran mayoría de la sociedad.

Varias medidas facilitarían la redacción y aprobación de PRs o, al menos, el mayor cumplimiento de la legalidad en este sentido. En primer lugar, para evitar la existencia de catálogos demasiado voluminosos que implican una labor prácticamente imposible de redacción y aprobación de PRs –para hacernos una idea grosera de ésta basta con multiplicar las 468 especies presentes en el Catálogo Nacional por las 15 CCAA mayores– podría diferenciarse entre especies *protegidas* (aunque ya la Ley 4/89 protege prácticamente a todas las especies presentes en el territorio nacional) y aquellas que están verdaderamente amenazadas y requieren de la elaboración y aprobación de estos planes. En segundo lugar, tal y como sugiere Juan Jiménez (ver capítulo 3) siguiendo el modelo de la Comunidad Valenciana, se podría facilitar la aprobación legal de los PRs limitando la obligación de hacerlo por decreto parlamentario a aquellas especies que se encuentran en peligro de extinción.

En tercer lugar, buena parte de los obstáculos políticos y administrativos expuestos más arriba podrían solucionarse si los técnicos autonómicos lograsen incluir en el proceso de redacción, consulta y negociación de los PRs a una variedad de sectores profesionales (biólogos, científicos sociales, comunicadores, etc.), administrativos (técnicos de especies y de espacios, de agricultura y obras públicas y políticos) y sociales (ONGs, usuarios afectados). El modelo predominante de uno o dos técnicos gubernamentales redactando un borrador de plan y elevándolo directamente por vía administrativa para su aprobación final puede funcionar en el caso de especies de pequeña distribución y mínima conflictividad social (v.g. ferreret), pero no parece bastar para especies de gran distribución y alto perfil político (v.g. lince ibérico y águila imperial). Por lo tanto, el número de actores implicados y los pasos negociadores deben ser proporcionales al área de distribución de la especie, el grado de amenaza de ésta, los grupos afectados, y los conflictos que las medidas de conservación puedan causar. En este sentido, Clark *et al.* 2002a encontraron una mayor calidad y mejor ejecución en los planes de recuperación norteamericanos que fueron redactados por equipos relativamente pequeños que a la vez eran institucional y académicamente diversos.

Entre las estrategias destinadas a lograr el debido apoyo social a la aprobación de estos planes, se encuentra la redacción de decretos imaginativos, flexibles y no excluyentes que incentiven a la vez que regulen la participación de numerosos actores sociales. Para lograr un mayor nivel de compromiso y apoyo por parte de los jefes políticos encargados de elevar estos documentos se pueden utilizar estrategias de comunicación (v.g. invitarlos a sueltas de animales con presencia de medios de comunicación, siempre y cuando esto no sea un motivo significativo de estrés para los animales), de sensibilización y capacitación (v.g. invitarlos a que vean las labores de gestión o investigación *in situ*) y administrativas (incluirlos en los comités que gestionan la conservación de la especie). También ayuda el comunicar y difundir los programas y acciones exitosos para evitar una cierta aprensión por parte de algunos políticos ante las medidas conservacionistas.

Lección 3: La existencia de un plan aprobado, a menudo no se traduce en un avance significativo en la recuperación de la especie

A lo largo de los capítulos previos no parece haber un consenso sobre la verdadera utilidad de los planes de recuperación y similares como herramientas de conservación. Por un lado, Alcántara y Antor (ver capítulo 9) se apoyan en el éxito presente de las acciones de conservación del quebrantahuesos para resaltar la utilidad de estos planes. Sin embargo, en la misma Comunidad de Aragón la aprobación de un plan de recuperación no sirvió para evitar la extinción del bucardo. En los casos del samaruc y del lagarto gigante de El Hierro, parece que se ha logrado llevar a cabo acciones concretas y significativas de conservación sin contar con un plan aprobado. Ahora que ambas especies cuentan con dichos planes, los autores se preguntan si esto se traducirá en políticas y acciones de conservación más consistentes y efectivas. Algo parecido se puede decir del proceso de recuperación del ferreret. El caso del lince ibérico destaca porque, a pesar de la enorme atención mediática que despierta la especie, la comunidad autónoma que contiene las principales poblaciones remanentes –Andalucía– ha optado por trabajar activamente por su conservación a través de un plan de acciones interno que no ha pasado por un proceso de aprobación oficial. Tendremos que esperar unos años para ver si la reciente aprobación de los planes de recuperación de esta especie en Extremadura y Castilla-La Mancha se traduce en una mejora significativa de sus mermadas, sino extintas, poblaciones de linces. Fuera de España, se ha visto como EEUU y Australia también tienen serios problemas para traducir los contenidos de los planes de recuperación en acciones concretas de conservación (ver capítulos 14 y 15, y Clark *et al.* 2002a).

En otras legislaciones se establecen *dentro* de las leyes pertinentes claras limitaciones a las acciones que puedan perjudicar a las especies oficialmente catalogadas como amenazadas (ver, por ejemplo, la descripción de las secciones 7 y 9 de la ESA en el capítulo 14). Sin embargo, la Ley 4/89, mucho más ambigua y laxa en este sentido, parece dejar buena parte de esta capacidad reguladora a los futuros PRs. Esto explicaría la tradición de aprobar estos planes mediante un decreto parlamentario, lo que les otorga una fuerza reguladora muy superior a la prevista en los países recién citados. Sin embargo, este modelo también fomenta que los planes españoles sean más rígidos y menos detallados que sus primos anglosajones. De hecho, en nuestro país parece darse un conflicto entre el carácter normativo y el carácter estratégico-operativo de estos planes. Es difícil (cuando no imposible) que un documento que se aprueba por decreto y se publica en un boletín oficial contenga los detalles geográficos, técnicos, científicos, operativos, presupuestarios y programáticos necesarios para que el plan sirva como una guía clara de los pasos que deben seguir las administraciones públicas para poder recuperar a la especie. Esto se complica todavía más si queremos que los planes sirvan como herramientas de concertación con otros actores, asignando y diferenciando responsabilidades entre varios grupos. De este modo, muchos de los planes aprobados legalmente sirven esencialmente para limitar una serie de usos dentro del territorio en cuestión y asignar de manera muy vaga responsabilidades y competencias, fomentando el carácter normativo-regulador de la conservación, frente al espíritu proactivo que subyace detrás de la institucionalización de este tipo de documentos. Esto favorece la redacción y aprobación de planes vagos en los que es difícil convertir un texto, por muy legalmente aprobado que esté, en acciones concretas (ver capítulo 12).

A este problema general se suman otros más concretos que pueden dificultar que los planes de recuperación se conviertan en herramientas útiles de conservación: a) carencia de información biológica y social necesaria para identificar las amenazas a controlar y los mejores medios para hacerlo, b) ausencia de una priorización de acciones, lo que favorece que se acaben realizando aquellas que son más fáciles, vistosas o menos conflictivas, en lugar de las más necesarias, c) inclusión de propuestas de acciones que no son social, técnica, económica o políticamente factibles de realizar, d) excesiva rigidez, que impide que el plan se vaya adaptando al mismo tiempo que se descubre nueva información pertinente, e) falta de coordinación con los planes o estrategias de otras direcciones generales, agencias o CCAA, y f) ausencia de un capítulo sobre mecanismos de evaluación científicos y explícitos dirigidos a detectar y mejorar aquellas acciones que no funcionan.

Para solucionar estos problemas tendremos que diferenciar entre el propósito normativo y el carácter estratégico-operativo de los planes de recuperación. El primero puede cumplirse a través de documentos relativamente breves y eminentemente reguladores que pueden ser aprobados por los parlamentos autonómicos o por las consejerías pertinentes. Queda la duda de si este proceso puede cumplirse de una manera realista para todas las especies incluidas en el catálogo nacional y los respectivos catálogos autonómicos.

En cambio, para lograr el segundo objetivo se necesitaría redactar y negociar documentos detallados que: 1) contengan la mejor y más actualizada información ecológica y social relacionada con la especie; 2) traduzcan esta información en actividades y objetivos concretos, dirigidos a mitigar amenazas claramente identificadas, que hayan sido priorizados y consensuados técnica y políticamente en función de la gravedad de aquéllas; 3) especifiquen las tareas de seguimiento para evaluar el estado de la población y el cumplimento de las actividades y objetivos de conservación; 4) asignen de manera clara responsabilidades, plazos y presupuestos; y 5) establezcan un método explícito para la revisión y actualización periódicas del plan (ver las recomendaciones de Clark *et al.* 2002a con respecto a los planes de recuperación de EEUU). Este tipo de documentos no requerirían pasar por el largo proceso de aprobación legal citado más arriba, lo que facilitaría su aceptación operativa y su actualización periódica. No parece incompatible que ambos tipos de documentos sean aprobados para la misma especie y que en cada uno de ellos se haga alusión al papel que juega el otro en la política oficial de conservación de aquélla. En este sentido, y vistos los casos expuestos en este libro, se puede concluir que resulta menos útil un plan aprobado legalmente y carente de contenido, que un plan detallado, concreto y realista que se está ejecutando sin contar con aprobación parlamentaria.

Lección 4: Existen serios problemas de coordinación entre administraciones públicas que dificultan el éxito de los programas de recuperación

La Constitución Española y Ley 4/89 crean un marco legal bastante atípico en lo que respecta a la conservación de fauna amenazada, yendo más allá que muchos estados federales con legislación similar al respecto (v.g. EEUU), al reconocer que la tarea de la conservación de la biodiversidad es fundamentalmente competencia de las CCAA. Este marco particular crea una serie de debilidades estructurales, pero también ofrece posibilidades que quizás no hayan sido explotadas adecuadamente. Los problemas de este enfoque son obvios para cualquiera que ha trabajado con especies de amplia dis-

tribución: las especies no saben de fronteras y en muchos casos se necesita que se realicen acciones de conservación en varias CCAA de manera simultánea y coordinada para asegurar la recuperación de la población de una sola CCAA. Esto inmediatamente crea el problema de la coordinación.

Visto esto, el sistema español estaría montado para que las CCAA se encarguen de liderar las acciones de conservación en su territorio junto con los otros actores sociales que consideren pertinentes, mientras que el gobierno central se encargaría de labores estratégicas de coordinación, facilitación y apoyo de las tareas realizadas en cada una de las regiones. ¿Cómo ha funcionado este sistema hasta ahora? Todo indica que no lo está haciendo con eficiencia que sería deseable. Actualmente existen problemas de coordinación entre CCAA, de las CCAA con el MIMAM, de éstos con las administraciones locales, y dentro de direcciones de una misma administración. Estos problemas están provocando conflictos: quizás el caso más publicitado sea el del conflicto de varios años entre el gobierno central y la Junta de Andalucía con respecto al desarrollo de acciones conjuntas para conservar al lince ibérico. Otros procesos han sido testigos de conflictos entre gobiernos autonómicos y gobiernos locales (ver el caso del lagarto del Hierro en el capítulo 7), entre diferentes CCAA con respecto al desarrollo de programas de cría en cautividad (ver el caso del águila imperial en el capítulo 10, o el caso del quebrantahuesos en el ámbito nacional) o entre diferentes direcciones de un mismo gobierno (ver el caso de la cerceta pardilla en el capítulo 8).

Tal y como dice Clark (1997b), cierto nivel de conflicto puede ser bueno al motivar la búsqueda conjunta de soluciones mediante la identificación de intereses comunes y soluciones alternativas, además de fomentar el establecimiento de relaciones de confianza y canales de comunicación formales. Sin embargo, cuando el conflicto está fuera de control se vuelve realmente contraproducente: desvía los esfuerzos de la tarea principal, reduce la capacidad de juicio objetivo y fomenta respuestas victimistas como la negación y distorsión de los hechos, la disensión y la búsqueda de chivos expiatorios.

¿Cuáles son las causas de estos problemas de coordinación y qué soluciones se pueden proponer para prevenir la aparición de conflictos contraproducentes?. En primer lugar, los jefes y técnicos de una CA encargada de la gestión de una especie transcomunitaria a menudo van a encontrase con un conflicto de intereses y objetivos entre una tarea de recuperación afectada por procesos ecológicos y sociales que transcienden la frontera de su área administrativa y la fidelidad a los intereses geográficos y políticos del gobierno para el que trabajan. Esto puede llevar a una pugna entre representantes de CCAA para defender estos últimos intereses, aunque esto vaya en contra de

la recuperación de la propia especie. En otros casos, los intereses y estrategias de las CCAA pueden diferir marcadamente para la misma especie. Algunas optan por dar a la especie por perdida para evitarse conflictos, mientras otras pueden tender a sobrestimar los individuos presentes en su territorio para favorecer la financiación de proyectos de conservación, tal y como ha sucedido en el caso del lince ibérico. Igualmente, algunos políticos y funcionarios de las CCAA tienen dificultades para ver la conservación de una especie más allá de sus fronteras políticas o administrativas, aunque la supervivencia de ésta requiere este tipo de visión transfronteriza y global.

Buena parte de estos conflictos entre CCAA podrían resolverse mediante el papel de coordinador objetivo e imparcial del MIMAM. De hecho, este ministerio ha sido crucial en la iniciación de la mayoría de los procesos de recuperación que tienen lugar en territorio español, bien mediante el financiamiento o ejecución de estudios pioneros o mediante la financiación y el apoyo técnico de acciones de gestión. Como se apuntó más arriba, la ley española reconoce parte de este problema y le otorga al Estado central, actualmente representado por el MIMAM, la tarea de coordinar y facilitar las tareas de las CCAA fundamentalmente a través de cuatro estamentos o canales: la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, el Comité de flora y fauna silvestre, los grupos de trabajo creados para cada especie y las estrategias nacionales de conservación de ciertas. Por encima de éstos y en casos de alto perfil político y geográfico podría requerirse la participación de la Conferencia Sectorial de Ministros y Consejeros involucrados.

La Comisión Nacional está formada por los directores generales de las administraciones central y autonómicas y en ella se aprueban las diferentes normas relacionadas con la conservación de especies. El Comité de flora y fauna está compuesto de jefes de servicio o los técnicos asignados por éstos y se encarga de dar el visto bueno técnico a los diferentes documentos que verá la Comisión. La comisión y el comité representan los principales foros de discusión y concertación entre el gobierno central y las CCAA. Los grupos de trabajo se crean para coordinar y asesorar las tareas de investigación y gestión de especies amenazadas, y su composición y frecuencia de reuniones es mucho más variada, pudiendo incluir además de técnicos gubernamentales, investigadores y representantes de ONGs, y habiendo algunos que se reúnen varias veces al año (v.g. lince ibérico) y otros que lo hacen con mucha menos frecuencia (v.g. oso cantábrico). Los acuerdos logrados en estos grupos no tienen carácter vinculante.

Finalmente, las estrategias nacionales crean líneas de trabajo comunes para las diferentes administraciones públicas y otros actores destinadas a conservar una especie

determinada. Actúan como el "paraguas estratégico" bajo el que se pueden amparar los planes de recuperación de las CCAA y otros programas y proyectos relacionados. Estos documentos carecen del peso legal de los planes autonómicos aprobados por decreto, lo que, como hemos visto más arriba (ver además el capítulo 3), tiene ventajas e inconvenientes. En el caso de algunas especies amenazadas de amplia distribución y alto perfil político, el MIMAM contrata a asistentes técnicos denominados coordinadores nacionales para que coordinen y faciliten la redacción y el cumplimiento de las estrategias nacionales, de existir éstas, o para que sirvan como enlaces y asesores de los diferentes actores involucrados en el proceso de recuperación.

Sin embargo, algunos factores impiden que el ministerio cumpla su papel coordinador de la manera más efectiva. Por un lado, a menudo el MIMAM se encuentra financiera (carencia de fondos) y administrativamente (carencia de personal) debilitado para poder realizar una labor de coordinación sólida. Por otro lado, el hecho de que este ministerio a menudo prefiera ejecutar acciones de conservación directamente en terrenos de titularidad estatal –v.g. propiedades del Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN)– o a través de empresas o fundaciones "hermanas", en lugar de facilitar, apoyar o financiar directamente las acciones de las CCAA, puede crear un conflicto de competencias que debilita el papel de coordinador y facilitador imparcial de este organismo estatal. Finalmente, la existencia de numerosos niveles de decisión y de complejos procesos de toma de decisiones dentro del ministerio provoca un sentimiento de frustración en los representantes de gobiernos autónomos que tratan de crear convenios ágiles y dinámicos con aquella institución.

Una de las herramientas con mayor potencial para fomentar la coordinación entre los diferentes organismos públicos es la figura ya citada del coordinador nacional, bajo contrato del MIMAM. Galbraith (1977) y Clark (1997b) definen las características de un buen coordinador: primero, éste debe actuar como nódulo de ideas e información gracias a su contacto con los diferentes actores e instituciones involucrados en un proceso de recuperación, favoreciendo el flujo de información no sólo en dirección vertical hacia sus contratantes, sino también horizontalmente hacia los otros actores. Segundo, los coordinadores deben nivelar las diferencias de poder entre los diferentes grupos, que son resultado de sus diferentes funciones en el proceso, para así aumentar la confianza en un proceso colectivo de toma de decisiones, suavizando las relaciones entre personas y ayudando al manejo de conflictos. Tercero, deben anteponer el cumplimiento de los objetivos colectivos frente a los objetivos particulares de una unidad en concreto, incluyendo a la entidad para la que trabajan. Cuarto, los coordinadores

deben mejorar el proceso colectivo de toma de decisiones ayudando a que el conjunto de las unidades se mantenga abierto a nuevas ideas, incentivando un comportamiento constructivo destinado a solucionar los problemas, resumiendo e integrando información y detectando cuando el grupo está listo para tomar una decisión. Quinto, es importante que los coordinadores gocen del mayor respeto y credibilidad profesional ante las personas e instituciones con las que han de interactuar. Finalmente, los coordinadores no supervisan o conducen labores ejecutivas y carecen de autoridad formal y de empleados, ya que su poder deriva de su conocimiento y de sus capacidades integradoras.

Esto implica que los coordinadores deben tener una personalidad bastante especial que les permita interactuar con diferentes grupos en conflicto sin ser absorbidos por ellos, priorizar los logros comunes frente a su afiliación salarial, rehuir visiones dogmáticas, mantener la mente abierta y sentirse satisfechos trabajando a través de otras personas. Los coordinadores deben ser, por lo tanto, agentes de procesos de intercambio de ideas, información y relaciones entre grupos de personas, no manejadores de animales. En este sentido resulta esencial diferenciar las funciones del coordinador de un proceso de recuperación de las de un líder de un equipo de gestión. Estas características deberían ser aplicables tanto a coordinadores nacionales como a los coordinadores de procesos complejos dentro de las CCAA.

Se ha visto que a veces los coordinadores nacionales, motivados por su preocupación por el futuro de la especie y por su conocimiento del proceso, pueden abandonar su papel de facilitadores para pasar a dirigir acciones de gestión concretas, perdiendo buena parte de su credibilidad como agentes imparciales y objetivos e incrementando a veces las tensiones interinstitucionales, al trabajar de manera selectiva con algunos actores y dejar de lado a otros. Esto puede hacer que una de las figuras con mayor potencial para resolver conflictos pueda acabar echando "más leña al fuego" de manera involuntaria. En este sentido, algunos de los autores de este libro y otros profesionales han recomendado que los coordinadores fueran personas sin un gran historial de implicación personal con la especie y "con una perspectiva alejada".

Aparte de los coordinadores nacionales, otras herramientas destinadas a coordinar los programas y acciones de diferentes instituciones son los grupos de trabajo y las estrategias nacionales. Los primeros a veces se ven debilitados porque no se reúnen con la frecuencia necesaria o acordada o porque no incluyen a personas o representantes de ONGs o instituciones que pueden contribuir significativamente a la conservación de la especie. En este sentido, el MIMAM puede ejercer su papel de liderazgo parti-

cipativo creando mecanismos financieros, administrativos y organizativos que hagan que los grupos de trabajo se reúnan con la frecuencia necesaria y trabajen de una manera apropiada.

En cuanto a las estrategias nacionales, a pesar de que existe un consenso generalizado sobre su utilidad, en algunos casos sólo incluyen directrices muy generales que no sirven para identificar y promover acciones concretas. El papel ejecutivo de las estrategias se vería reforzado con el planteamiento de líneas de trabajo y acciones concretas y con la creación por parte del MIMAM de mecanismos financieros que promuevan la realización de aquéllas por parte de las CCAA u otros actores capaces. Igualmente importante es que estas estrategias sean el fruto de procesos participativos incluyentes, efectivos y estructurados que favorezcan el máximo consenso en un documento que busca tener carácter "nacional".

En este sentido el programa Life de la Unión Europea puede ser un excelente ejemplo a imitar. Este programa ha servido para promover decenas de iniciativas de conservación en España y para que la Unión Europea lograse sus objetivos conservacionistas financiando las acciones ejecutadas por otros. Nada impediría que el gobierno central estableciera un programa similar para promover que las CCAA, gobiernos locales u ONGs ejecutasen acciones de conservación para las especies prioritarias incluidas en el catálogo nacional, con énfasis en aquéllas que contasen con una estrategia nacional. El ministerio, con la colaboración imprescindible de las CCAA, ONGs y centros de investigación, también puede fortalecer su papel coordinador con el establecimiento de bases de datos nacionales sobre las diferentes especies amenazadas que integren los conocimientos existentes sobre su biología y problemática de conservación, de manera que puedan ser fácilmente accesibles y consultadas por otras instituciones públicas o privadas interesadas.

Conflictos y problemas como los citados anteriormente suceden a menor escala geográfica con los gobiernos locales y las soluciones pueden ser similares a las ya citadas, aunque adaptadas a los contextos locales. Un último tipo de conflicto institucional tiene que ver con fallos de coordinación entre direcciones o servicios de un mismo ministerio, agencia o consejería. A menudo los técnicos de especies funcionan de espaldas a los técnicos que gestionan los espacios naturales donde éstas se encuentran, a pesar de que habitualmente ambos grupos trabajan en el mismo edificio o incluso en la misma planta (ver capítulos 3 y 8). Diferencias en percepción, formación, visión de la unidad de trabajo, objetivos, presupuesto y organigrama pueden provocar que en la misma área protegida se realicen tareas duplicadas, contrarias o simplemente desco-

ordinadas entre los gestores de espacios y los de especies. El resultado de esto puede implicar retrasos, malas relaciones interpersonales e institucionales, pérdida de recursos e incluso acciones contraproducentes para la recuperación de la especie. Este tipo de conflictos podría manejarse creando mecanismos formales de coordinación entre ambos grupos y, sobre todo, fomentando el intercambio y la discusión creativa e informal de datos científicos, metodologías, propuestas y experiencias. La misma lógica debe emplearse con los técnicos y servicios encargados de realizar evaluaciones de impacto ambiental, los de caza y pesca, junto con servicios de vigilancia (guardería y SEPRONA) y con organismos judiciales.

Lección 5: La sociedad española parece asumir un papel secundario o pasivo en la recuperación de fauna amenazada

En las secciones precedentes nos hemos centrado deliberadamente en las administraciones públicas. Sin embargo, éstas no son los únicos actores de peso en los procesos de recuperación. ¿Cuál es el papel del resto de la sociedad en la conservación de fauna amenazada? Algunos datos nos indican que la participación de la sociedad civil está siendo menor de la que sería deseable. La Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza, como órgano donde se toman las principales decisiones y acuerdos en el tema, no incluye entre sus miembros a representantes de la sociedad civil. Varios grupos de trabajo de especies amenazadas están formados exclusivamente por representantes de las administraciones y científicos. Benigno Varillas (capítulo 4) muestra como el porcentaje de españoles "que apoyan activamente a las asociaciones de conservación de la naturaleza y compran productos editoriales relacionados con el tema (...) es un 0,5%, muy lejos de los porcentajes británicos, holandeses o alemanes, que superan o están cerca del 10%".

¿Qué explica esta baja participación de la sociedad en los procesos de recuperación?. Por un lado, parece como si las administraciones públicas se hubieran "apoderado" de esta tarea como su competencia exclusiva. Tal y como dice Varillas: "En algunos círculos de algunas consejerías de las comunidades autónomas (CCAA) que tienen encomendadas las competencias de gestión de la naturaleza se ha asumido la idea de que la conservación de la naturaleza es una competencia exclusivamente suya, que les corresponde por Ley." No son pocos los funcionarios que opinan que el papel de la sociedad se reduce a elegir representantes cada cuatro años para que éstos dirijan su trabajo. Tampoco el sistema legal español está diseñado para favorecer la participación ordenada de la sociedad. Un técnico de conservación comentaba que tiene la impresión de

"que investigadores, conservacionistas y administración se han apoderado de la biodiversidad por vía legal. El espíritu de la Ley 4/1989 es que todo está prohibido salvo que la administración de un permiso, normalmente por motivos de conservación e investigación. Evidentemente, de ser así, la mayor parte de la sociedad se siente ajena al proceso".

Por lo tanto, habría que "devolver la naturaleza a la sociedad" creando mecanismos legales y administrativos que fomenten que personas e instituciones ajenas a las administraciones públicas se conviertan en actores responsables, comprometidos y eficaces en la conservación de nuestra fauna. Sin embargo, son muchos los profesionales de la conservación (y no únicamente técnicos de gobiernos) que se sienten sumamente incómodos ante la idea de que los gobiernos "deleguen sus responsabilidades legales" en otros grupos, sean éstos empresas consultoras, ONGs u otros. Parece haber una baja tradición en nuestro país de gestión participativa de procesos públicos que fomenta una visión de blancos y negros donde los gobiernos se encargan de todo o pasan a delegar totalmente sus competencias. Esto contrastaría con la tradición de otros países –especialmente el Reino Unido y EEUU– de gestionar la conservación de especies o áreas naturales a través de convenios de cooperación (*partnerships*) ejecutados de manera efectiva por numerosas organizaciones públicas y privadas (Davidson y Pashley 1992, Johnson 2000, Mitchell 2003).

Sin embargo, no sólo las administraciones públicas parecen ser responsables de este estado de cosas, ya que, a menudo, los actores sociales prefieren "ver los toros desde la barrera" para no involucrarse demasiado y mantener su capacidad de crítica futura. Uno de los canales, que no el único, por el que la sociedad puede participar en el proceso es a través de asociaciones u ONGs. Desgraciadamente las ONGs españolas carecen de la representatividad y el número de asociados de sus equivalentes europeas, norteamericanas o australianas, lo que les resta credibilidad como representantes de la sociedad civil. También resulta difícil encontrar ONGs ibéricas con la organización, medios, experiencia, profesionalidad y capacidad de gestión de proyectos vistos en otros países, incluyendo en numerosos países en desarrollo (v.g. Venezuela, Brasil, México y Kenya).

Las asociaciones conservacionistas españolas se han destacado más por su capacidad de denuncia en los medios de comunicación que por su potencial para desarrollar proyectos concretos, adoptando un papel reactivo frente a una labor más proactiva. A esto se suma una carencia de espíritu y mecanismos democráticos dentro algunas de las mismas ONGs que reclaman estas características a las administraciones públicas (capí-

tulo 4). Esto hace que, a menudo, los funcionarios públicos se sientan frustrados al trabajar con estas asociaciones quedándose con la impresión de que están comprando un silencio mediático más que contribuyendo a la realización de acciones concretas de conservación. Afortunadamente, este patrón parece que está cambiando poco a poco y cada vez son más las asociaciones y fundaciones que cuentan con personal, medios y la voluntad para desarrollar proyectos y acciones de conservación de una manera profesional.

De todos modos, las ONGs son sólo uno de tantos canales de participación pública. Otros actores pueden y deben participar de una manera constructiva y concertada en la recuperación de fauna amenazada, como sería el caso de empresas privadas, asociaciones de colectivos que representan a colectivos que comparten el medio con nuestra especie (v.g. cazadores, pescadores, ganaderos, agricultores), clubes ambientales, asociaciones y gobiernos municipales, etc.

¿Hasta qué punto es esta situación preocupante? ¿Porqué es importante que la sociedad participe en la recuperación de fauna amenazada? La principal razón es de carácter ético: en una democracia como la española la ciudadanía tiene derecho a participar e influenciar los procesos de toma de decisiones que afectan su vida diaria. La segunda razón es de índole más práctica: invertir en un buen proceso participativo nos ayuda a prevenir conflictos improductivos en el futuro, a identificar posibles soluciones alternativas que no se nos habrían ocurrido a nosotros solos, a crear relaciones de confianza y de interés en el proceso de conservación que aseguren su sostenibilidad a largo plazo, y a recabar recursos humanos, financieros y políticos de enorme importancia.

No todas las formas de participación son iguales, ni basta con la buena voluntad para lograr una participación eficiente. A menudo la participación se reduce a dar charlas a la población local, diseñar y distribuir material divulgativo (v.g. folletos, CDs, libros) o a realizar campañas de comunicación. Este tipo de participación en la que la información fluye únicamente en un sentido y las respuestas de la gente no son tomadas en cuenta coincide con lo que Pimbert y Pretty (1995) definieron como "participación pasiva" (Ver capítulo 15). Evidentemente, este tipo de participación no nos va a suministrar los beneficios enumerados más arriba. En otros casos se realizan estudios y encuestas para averiguar las percepciones, actitudes, conocimientos y opiniones de ciertos actores con respecto a la problemática de conservación de una especie. Este tipo de participación en "la entrega de información" tampoco asegura un verdadero proceso democrático, aunque al menos ayuda a enfocar el problema, identificar colectivos especialmente relevantes y puntos de fricción o consenso.

Dos tipos de participación prometen los mejores resultados para crear alianzas sólidas y estables para la gestión de especies amenazadas: la "participación funcional" y la "participación interactiva". En la primera, un agente externo –normalmente una administración pública– inicia el proceso estableciendo las metas generales –evitar la extinción de una especie– y forma un grupo con los diferentes actores sociales para lograr el cumplimiento de estas metas de una manera conjunta. Esto implicaría que los actores participarían activamente en el proceso de toma de decisiones una vez que se han fijado los principales objetivos. En palabras de Clark (ver capítulo 15), en la participación interactiva, "la gente participa en análisis conjuntos dirigidos a diseñar planes de acción y a establecer nuevos grupos o fortalecer otros ya existentes. Este tipo de participación a menudo requiere metodologías interdisciplinarias que busquen perspectivas múltiples y utilicen procesos de aprendizaje estructurados y sistemáticos. Estos grupos toman control sobre las decisiones locales y así la gente tiene un especial interés en mantener las estructuras y prácticas creadas".

Parece claro que, para lograr estos niveles de participación, no basta con la buena voluntad o con la realización de acciones más o menos cosméticas. Tanto la participación funcional como la interactiva requieren que los diferentes actores involucrados en el proceso, y especialmente las administraciones públicas como iniciadores, inviertan una gran cantidad de recursos y de tiempo en el proceso participativo, y que lo hagan de una manera estructurada. A la realización de las acciones divulgativas y de sensibilización más o menos innovadoras habría que añadir la creación de canales de comunicación permanentes entre los diferentes actores y el diseño, establecimiento y regulación de mecanismos de discusión y toma de decisión concertada. Muchas de las estructuras ya existentes (comisión nacional, grupos de trabajo y comisiones asesoras) servirían perfectamente si se abren a los diferentes actores sociales. Sin embargo, este tipo de mecanismos deben ser establecidos y gestionados de tal manera que promuevan realmente la adopción de acuerdos constructivos y pragmáticos. En este sentido, resulta especialmente importante distinguir entre los comités asesores, que deben estar constituidos por personas y grupos con un interés manifiesto en la conservación de la especie, y los foros de discusión donde participarían todos los afectados por el proceso, tengan o no interés en el mantenimiento de la especie. Los objetivos, participantes y resultados de ambos grupos difieren significativamente. Tampoco basta con poner a la gente adecuada en un mismo lugar para lograr resultados positivos o "sentarse delante de una botella de vino", como sugirió un técnico. Se necesita la ayuda de profesionales con experiencia en la gestión de grupos de personas y en la resolución de con-

flictos para que las reuniones produzcan los resultados deseados. La figura del coordinador vuelve a tomar un enorme peso en este tipo de situaciones, al igual que aumentan las exigencias a la hora de elegir y contratar este tipo de "facilitadores de procesos complejos".

Miguel Ferrer (capítulo 10) utiliza el ejemplo del águila imperial para describir estructuras de participación poco eficientes. Según él, habría "dos modelos extremos". "Por un lado, el modelo fomentado por el MIMAM en el grupo de trabajo nacional donde no se integra a las ONGs, pero se les contrata trabajos "científicos" sin evaluación y sin resultados públicos, y por otro el modelo promovido por el mismo ministerio en su grupo de trabajo de Doñana, donde la participación es tan amplia que parece un pequeño parlamento, en el cual, al grito de que las decisiones se toman por "consenso", es imposible tomar ninguna". Polémicas aparte, si queremos lograr una participación efectiva debemos crear grupos incluyentes, a la vez que se deben rehuir las estructuras asamblearias donde resulta especialmente difícil tomar decisiones informadas y donde entre todo el ruido unas pocas personas carismáticas o con peso político pueden manipular los resultados con relativa facilidad, deslegitimando así el proceso de toma de decisiones.

Todo lo anterior implica que los programas de conservación deben invertir buena parte de sus recursos humanos, presupuestarios y de tiempo en acciones de educación, sensibilización y comunicación dirigidas a todos los sectores sociales implicados o afectados por el proceso de recuperación (v.g. propietarios, comunidades locales, pescadores, cazadores, ganaderos, medios de comunicación, empresas urbanísticas) y no únicamente a aquéllos con los que nos resulta más fácil trabajar o que ya están convencidos (v.g. escolares o "sociedad en general"). Además de esto, Blanco (capítulo 11) muestra como para lograr el apoyo de ciertos grupos hacia la conservación de una especie, no basta con aumentar o mejorar sus conocimientos, sino que hay que cambiar actitudes, visiones y valores.

Estas acciones no deben ser vistas como componentes independientes de las tareas de investigación, o manejo de individuos y de hábitat, sino como partes interrelacionadas con éstas que forman parte de una estrategia integral de participación funcional o interactiva. En esta dirección, Varillas (capítulo 4) sugiere varias acciones concretas destinadas a fomentar la participación de la sociedad en la conservación y a prevenir o minimizar conflictos interpersonales e interinstitucionales. Una iniciativa a destacar en este marco participativo (aunque quizás tenga más un valor simbólico que ejecutivo) es la del Pacto Andaluz por el Lince, al que se han sumado más de 6000 personas e insti-

tuciones, y que tiene como objetivo último incorporar a la sociedad andaluza en particular y a la española en general en la conservación de esta especie (ver capítulo 13).

Lección 6: El descuido de los aspectos organizativos en los programas de recuperación de fauna amenazada dificulta que éstos tengan el éxito deseado

Nuestra capacidad para salvar a una especie de la extinción va a depender en gran medida de cómo nos organicemos para lograr esta meta. Paradójicamente, casi ningún programa de recuperación incluye dentro de su diseño y sistema de evaluación –si es que existe este último– un análisis en profundidad de las estructuras organizativas que resultan más adecuadas para la tarea en cuestión. De hecho no conocemos la existencia de ningún estudio que analice la influencia de estos factores en casos de conservación de fauna en España. Incluso los mismos autores de los estudios de caso incluidos en este libro parecen tocar el tema sólo superficialmente y sólo Afonso y Mateo (capítulo 7) describen de una manera explícita la estructura organizativa de los diferentes programas de recuperación de lagartos canarios. Afortunadamente, sí contamos con análisis de este tipo en otros países que pueden aportar datos y sugerencias útiles para el caso español.

Este descuido de los aspectos organizativos puede explicarse porque la mayoría de los profesionales de la conservación hemos recibido una formación mayoritariamente científica y técnica, lo que hace que nos sintamos incómodos dedicándole atención a una serie de aspectos organizativos o incluso seamos incapaces de verlos. Todo ello a pesar de ser temas absolutamente reales con los que tenemos que lidiar diariamente y a existir un cuerpo teórico dedicado al establecimiento de estructuras organizativas eficientes, fuera y dentro del mundo de la conservación (ver Westrum 1994). Debido a esto, los encargados de conservar especies a menudo chocamos con muros organizativos que no somos capaces de ver por culpa de nuestra formación académica, lo que nos dificulta encontrar las puertas que nos permitirían cruzar estos muros.

Esta incapacidad para prestar la debida atención a los aspectos organizativos explicaría por qué las mismas patologías se repiten una vez tras otra con diferentes especies y personas. Cuando uno discute con otro colega sobre el funcionamiento de un proceso de recuperación determinado a menudo escucha que éste no está funcionando por culpa de "el ego de ciertas personas", "demasiada política", "burocracia", "falta de compromiso e interés", o "mala suerte". Curiosamente los mismo adjetivos parecen repetirse de una especie a otra, y, desgraciadamente, esta visión "convencional" de la

problemática de conservación basada en una enumeración de eventos y adjetivos puntuales nos impide identificar y generalizar los problemas organizativos con que tenemos que tratar, ya que no nos deja trascender las características únicas de una situación concreta para comprender las causas que hay detrás de estos obstáculos (Lasswell y McDougal 1992). Igualmente, la costumbre de atribuir a personas concretas el origen de la mayoría de los conflictos, aunque pueda ser justificada en algunas ocasiones, a menudo nos dificulta una comprensión y gestión adecuadas de éstos. Buena parte de los conflictos y problemas con los que tratamos no se deben a malas personas, sino a estructuras organizativas ineficientes. Esto explicaría porqué personas con temperamentos, capacidades e historial profesional radicalmente diferentes acaban cayendo en los mismos errores bajo las mismas estructuras organizativas.

Probablemente la gran mayoría de los problemas organizativos que perjudican la conservación de especies amenazadas derivan de dos grandes causas que se refuerzan mutuamente: a) la costumbre de trasponer casi directamente las estructuras y tradiciones organizativas de nuestra organización –en la mayoría de los casos españoles basadas en una burocracia gubernamental– a la tarea de la recuperación, y b) la creación de mecanismos y estructuras destinados a mantener el máximo control y poder sobre el proceso de recuperación frente a otros actores involucrados.

El primer gran problema deriva de la falta de atención de los aspectos organizativos recién descrita. Esto hace que cuando creamos un programa de recuperación dentro de una administración pública acabamos trasponiendo la estructura de dicha administración al programa en cuestión. Debido a que las administraciones públicas funcionan como burocracias basadas en una serie de supuestos y principios que a menudo ni siquiera nos planteamos, los programas de recuperación así concebidos acaban comportándose como burocracias también. Tal y como dice Clark (1997b), el modelo burocrático "está tan extendido que pocas personas se dan cuenta de que es un invención del siglo XX y que otros modelos, más adecuados para resolver ciertas situaciones, están disponibles". Las burocracias se basan en reglamentos y procedimientos de actuación estandarizados, cuentan con estructuras jerárquicas con múltiples niveles y una cadena de mando vertical y ascendente, y en general tienden a desconfiar de las acciones arriesgadas y de los cambios, lo que hace que actúen de manera más efectiva en ambientes o sistemas estables y con baja incertidumbre.

Desgraciadamente, la mayoría de los procesos de recuperación de fauna se caracterizan por estar rodeados de incertidumbre, ya que a menudo no contamos con toda

la información completa sobre el problema, además de existir una complejísima interacción de procesos ecológicos y sociales de difícil comprensión (ver capítulo 2), y por estar inmersos en procesos altamente volátiles, tanto biológica –la importancia de factores aleatorios e imprevisibles en poblaciones pequeñas– como socialmente, esto último debido a la gran cantidad de actores que intervienen en ellos. Por esto, las estructuras gubernamentales tradicionales tienden a funcionar mejor en dos tipos de escenarios: a) cuando se trata de gestionar poblaciones abundantes y poco amenazadas, tal y como sucede con muchas especies cinegéticas, y b) cuando se trabaja con especies amenazadas de distribución limitada y baja conflictividad social (v.g. ferreret y samaruc), lo que permite que uno o dos técnicos operen más o menos libremente dentro del entramado burocrático sin demasiado control por parte de las máximas autoridades. Cuando se trata de recuperar especies o poblaciones gravemente amenazadas y con un alto perfil político y social, y más aún si éstas tienen un área de distribución transautonómica (v.g. lince, águila imperial, oso y quebrantahuesos), las estructuras burocráticas tienden a crear una serie de problemas recurrentes que pueden conducir a la especie a la extinción (Clark 1997b, Clark *et al.* 1994, Rabinowitz 1995, Schaller 1996).

Dentro de estos problemas se pueden citar: a) los errores en el uso e interpretación de la información, b) los retrasos a la hora de realizar acciones necesarias o el total bloqueo de éstas, y c) la incapacidad de respuesta ante crisis o situaciones inesperadas. El primer problema suele ocurrir cuando las mismas personas son responsables de interpretar la información y de actuar en consecuencia, tal y como sucede en estructuras burocratizadas con un alto nivel de control desde arriba. Si estas personas tienen cargos de alta responsabilidad administrativa o política, con un interés personal en el éxito de los programas desarrollados por ellos mismos, es probable que la información sea interpretada y difundida de la manera que mejor se adapta a las políticas de la institución en lugar de la manera más objetiva o rigurosa. Este fenómeno explicaría la sorpresa de muchos científicos ante el uso y la interpretación que políticos o altos funcionarios hacen de la información suministrada, llegando a promover acciones que pueden parecer totalmente injustificadas e incluso contraproducentes para la conservación de la especie, aunque sigan una clara lógica de defensa personal o institucional.

Betts (1978: 67) cita los mismos problemas con respecto al uso de inteligencia militar por parte de una estructura altamente burocratizada como es el ejército. Según este autor, "se han encontrado menos fiascos en las fases de adquisición y presentación de

datos que en las de interpretación y respuesta. Los generadores de inteligencia han sido culpables con menor frecuencia que los consumidores. Las perspectivas políticas y administrativas tienden a reducir la objetividad, y las autoridades a menudo usan la inteligencia de manera inapropiada". Clark (1997b) detalla como en el caso de los últimos turones de patas negras la agencia responsable de su gestión se negó repetidamente a reconocer las implicaciones de los estudios que señalaban una pérdida catastrófica de individuos para así evitar tomar medidas que implicasen un cambio en la política vigente hasta el momento. Naves (capítulo 12) apunta a una situación parecida en el caso de la conservación del oso pardo en Asturias.

Además del uso inapropiado y selectivo de la información disponible, la necesidad de atravesar múltiples niveles administrativos para tomar una decisión tiende a provocar retrasos en acciones que pueden ser urgentes y determinantes para el futuro de la especie, aunque exista un consenso generalizado en lo importante de su ejecución. Un buen ejemplo en este sentido fue el "Plan de acción para la cría en cautividad del lince ibérico". Pocos documentos de conservación lograron el consenso generalizado de dicho plan en su tiempo. Sin embargo, a pesar de que este plan recomendaba la captura de linces en el año 2001 no fue hasta junio del 2003 que se logró un acuerdo formal entre la Junta de Andalucía y el MIMAM para comenzar con dichas capturas para establecer un núcleo de cría. Este desfase existente entre la fase de planificación y la fase de ejecución es lo que Clark (capítulo 15) y otros autores denominan como "desfase o vacío de ejecución" (*implementation gap)*. A veces el encuentro de varias estructuras burocratizadas puede producir la inmovilidad total en algunos campos, tal y como describe Miguel Ferrer (capítulo 10) en el caso de la cría en cautividad del águila imperial.

La última gran debilidad de las organizaciones burocratizadas es su dificultad o incapacidad para responder frente a crisis o situaciones inesperadas, a pesar de que ambas son sucesos comunes cuando se trabaja con una especie amenazada. Las burocracias tienden a fomentar un espíritu de "todo está bajo control" –el *business as usual* anglosajón– que refuerza un ambiente de inmovilidad o inoperancia y que evita que se establezcan protocolos y mecanismos de respuesta ante situaciones inesperadas. Cuando éstas ocurren la respuesta habitual consiste en negar la crisis para luego, una vez exista evidencia abrumadora en este sentido, tratar de salvar la consecuente crisis política mediante intervenciones masivas y búsqueda de chivos expiatorios, lo que implica un alto desgaste en recursos financieros y humanos, tiende a acrecentar los conflictos interinstitucionales e interpersonales y puede ser una respuesta insuficiente para evitar la desaparición de la especie.

Aparte de los problemas de las estructuras burocráticas, otra causa por la que muchas organizaciones no actúan de la manera más adecuada para recuperar a una especie proviene de un afán consciente o inconsciente de controlar cada una de las fases y recursos que constituyen el proceso de recuperación. Este afán de control en organizaciones con una posición de poder en el proceso de recuperación, y que a su vez se sienten amenazadas por críticas o presiones externas, puede hacer que el objetivo de sus acciones no sea tanto la tarea en cuestión (en este caso la conservación de la especie) sino su propia supervivencia y legitimación, creándose lo que se conoce como un *desplazamiento de objetivos* (Clark 1997b, Clark *et al.*1994). Para lograr el máximo control sobre el proceso de recuperación una institución puede tomar diferentes medidas: a) ubicar a miembros de su organización en todas las posiciones clave del proceso de toma de decisiones, b) controlar y filtrar minuciosamente el flujo de información mediante una canalización vertical de ésta a través de un cargo o persona que actuaría como recopilador, analista, filtrador y repartidor de información de manera selectiva y siempre de acuerdo con los intereses de la institución, y c) limitar la distribución de premios y reconocimientos únicamente a sus miembros o colaboradores.

El problema es que "cuanto más se institucionaliza el poder, más probable es que una organización pierda el contacto con la realidad" (Salancik y Pfeffer 1977), y menor va a ser su capacidad de respuesta frente a lo evidente o frente a cambios imprevistos. Las organizaciones que centran la mayoría de sus recursos en su autolegitimación crean comportamientos de desconfianza ante el exterior que provocan tensiones y conflictos con los otros actores del proceso, frustrando o dificultando seriamente el desarrollo de programas cooperativos. Esto puede provocar un círculo vicioso en el que una organización poderosa se afana por controlar el proceso para evitar críticas e intervenciones externas, lo que a su vez alimenta la desconfianza y las críticas por los otros actores al verse excluidos, lo que favorece el desarrollo de un comportamiento de todavía mayor desconfianza en la organización, incentivando la burocratización de ésta mediante el establecimiento de nuevas normas y medidas de control, lo que acaba acrecentando los conflictos interinstitucionales e impidiendo que la organización se concentre en la conservación de la especie.

Naves (capítulo 12) detalla como la crisis social y política que siguió a la muerte accidental del oso "Cuervo" en Asturias provocó que el gobierno entrante tomase una serie de medidas centradas en lograr el máximo control político del proceso de recuperación. Dentro de estas medidas se cita el desmantelamiento del equipo de trabajo

que existía hasta el momento, la exclusión de ciertos técnicos e investigadores del proceso, el establecimiento de un estricto control político del acceso y el análisis de los datos provenientes de los estudios de campo frente a los técnicos de la propia investigación, investigadores y el público en general, y el abandono de aquellas investigaciones que pudieran poner en entredicho los resultados de la política vigente. Paradójicamente, estas medidas de control y autolegitimación por parte de un equipo de gobierno pueden implicar la desautorización y el debilitamiento de los propios técnicos de la institución gubernamental, al restringirles el acceso a la información y excluirlos del proceso de toma de decisiones.

Las patologías organizativas recién descritas plantean un dilema con respecto al papel de los gobiernos, estructurados tradicionalmente como burocracias, en la recuperación de especies amenazadas. ¿Quiere todo esto decir que los gobiernos deben traspasar sus competencias de gestión a ONGs, empresas privadas u otro tipo de instituciones con arreglos organizativos más flexibles y dinámicos?. Una posible solución a este dilema se basaría en el uso de dos estrategias organizativas complementarias que pueden ser aplicadas tanto por las administraciones públicas como por otro tipo de organizaciones. La primera estrategia se basa en un enfoque de arriba hacia abajo (*top-down*) del proceso de conservación, para el cual las estructuras gubernamentales tradicionales están mejor preparadas. Este tipo de enfoque resulta especialmente útil para el establecimiento de leyes y decretos necesarios para darle el máximo amparo legal al proceso de recuperación, lo cual incluye también el proceso de discusión y aprobación legal de los planes de recuperación, al igual que el establecimiento de mecanismos de coordinación interinstitucional entre gobiernos locales, CCAA y el gobierno central. Todas estas acciones son imprescindibles para darle el máximo apoyo al proceso de recuperación en los estratos altos del proceso de decisión. Sin embargo, este tipo de arreglos organizativos suelen funcionar a una velocidad bastante lenta y además no aseguran el funcionamiento apropiado de las acciones de conservación sobre el terreno.

En el caso de especies críticamente amenazadas a menudo no contamos con el margen de tiempo necesario para que todo sea negociado y acordado al máximo nivel institucional y se necesitan acciones urgentes sobre el terreno a través de un enfoque de abajo hacia arriba (bottom-up) o una "conservación basada en la práctica" como la define Clark (capítulo 15). Este tipo de enfoque rehuye el proceso burocrático para: a) crear una sensación de urgencia más acorde con la situación real de la especie frente a la actitud de "todo está bien", b) desarrollar proyectos viables desde el terreno uti-

lizando la mejor información disponible para maximizar la probabilidad de éxito, c) ejecutar dichos proyectos de modo rápido y eficaz, y d) utilizar los resultados exitosos de dichos proyectos como modelo que pueda replicarse en otras áreas. De este modo se puede avanzar de modo rápido y efectivo en la conservación de la especie en cuestión. Clark (capítulo 15) desarrolla los componentes de este tipo de enfoque al comparar los procesos de recuperación del koala y del bandicoot. En el último caso explica como el enfoque burocrático tradicional acabó provocando una crisis al hacerse obvio que la población seguía disminuyendo y que quedaban sólo unos pocos individuos. Fue precisamente esta crisis la que provocó un análisis crítico seguido de una reestructuración del programa basada en la creación de un equipo flexible compuesto por personas con amplio conocimiento en la conservación de la especie, más allá de su procedencia geográfica e institucional, y con una visión colectiva de la tarea a realizar.

Un componente importante de este tipo de enfoque es el desarrollo o la identificación de programas de conservación exitosos, también conocidos como "prototipos" (Clark *et al.* 2002b). Tal y como explica Clark (capítulo 15), se deben identificar, describir y analizar críticamente diferentes programas exitosos sobre el terreno para encontrar las claves de su éxito. Una vez se haya logrado esto, se difundirían estos programas entre los profesionales de la conservación, políticos y la sociedad, trasmitiendo un mensaje positivo que incentive la acción. Ferrer (capítulo 10) sugiere algo parecido con respecto al uso de "proyectos demostradores" locales frente a los proyectos coordinados nacionalmente. En este sentido los coordinadores nacionales y autonómicos tienen un papel clave en la identificación y difusión de estos prototipos exitosos o, de no existir éstos, contribuir a su realización mediante el apoyo a programas innovadores con una clara vocación de aprendizaje. Un ejemplo interesante de prototipo a estudiar y difundir sería el programa de recuperación del quebrantahuesos en Aragón, ya que parece haber logrado un nivel de éxito biológico (aumento de la población), social (participación de numerosos instituciones gubernamentales y no gubernamentales) y político (baja conflictividad) superior al de otros procesos igualmente complejos (ver capítulo 9). También la historia de conservación del ferreret destaca como un posible prototipo a estudiar, especialmente en lo que se refiere a cooperación interinstitucional e internacional (ver capítulo 6).

El Cuadro 1 describe brevemente los pasos a seguir para establecer estrategias basadas en la práctica que permitan una respuesta ágil y apropiada para problemas de conservación urgentes.

Paso 1. Llevar a cabo una <u>reunión</u> con un grupo reducido de profesionales implicados activamente en la conservación de la especie. Es importante que este grupo tenga una filosofía de conservación parecida con respecto a las necesidades de la especie ya que no es éste el foro para limar desacuerdos sino para buscar soluciones efectivas.

Paso 2. Identificar <u>patrones y problemas</u> que afectan al proceso de conservación de dicha especie.

Paso 3. Aplicar la teoría del "<u>pensamiento crítico</u>", planteando las preguntas adecuadas, por ejemplo: ¿Qué ha pasado hasta ahora? ¿Por qué ha pasado? ¿Qué queremos conseguir? ¿Qué puede pasar? ¿Qué alternativas existen?...

Paso 4. Desarrollar un <u>mapa operativo</u> que incluya tanto el proceso social (gente implicada y sus perspectivas, expectativas, conocimientos, talento, actitudes y valores, estrategias para mejorar el proceso social y resultados posibles) como el proceso de toma de decisiones (identificación de problemas, selección de estrategias, ejecución, evaluación, finalización) (Ver Clark 1997a para los detalles). Se trata de reconocer qué hay que cambiar para poder progresar en la recuperación de una especie.

Paso 5. Identificar componentes de <u>casos exitosos</u> (prototipos) que puedan ser aplicados en nuestro programa.

Paso 6. <u>Priorizar acciones</u> y practicar la <u>selección estratégica</u>: elegir aproximadamente tres acciones que sean factibles, prácticas y justificables.

Cuadro 1. Pasos a seguir para establecer estrategias basadas en la práctica

Una estrategia necesaria para que una organización o programa de conservación sea capaz de responder ante nuevos datos o sucesos inesperados, a la vez que impide que se "desconecte" del ambiente que la rodea, es la realización de evaluaciones frecuentes, sistemáticas, abiertas y críticas. Los diferentes componentes organizativos de un programa –planes de conservación, equipos de trabajo, comités asesores– deben fomentar este tipo de evaluaciones tanto desde dentro de la organización, haciendo participar en ellas al personal implicado y no únicamente a los cargos altos, como desde el exterior, por expertos independientes. En este sentido es especialmente importante que no sean

exactamente las mismas personas o instituciones que están encargadas de recuperar a una especie y las que deben evaluar si ésta está en camino de ser recuperada o si debe ser bajada de categoría de amenaza. La gran mayoría de los planes de recuperación aprobados carecen de una sección clara sobre criterios y mecanismos de evaluación. Esto hace que cuando se plantea una actualización del plan se carezca de criterios objetivos para evaluar el grado de éxito del plan anterior. Otras veces, los planes o estrategias se actualizan o redactan sin un proceso de discusión y consulta adecuados, lo que excluye la crítica externa y fomenta el mantenimiento de la política vigente (ver capítulo 12). Actualmente disponemos de una gama de metodologías desarrolladas para diseñar proyectos que sean fácilmente evaluables, tanto en el campo de la conservación (Margoluis y Salafski 1998) como en el de la empresa pública y privada o de la cooperación internacional (v.g. el Marco Lógico).

Otros aspecto organizativo importante tiene que ver con la distinción clara entre equipos de trabajo por un lado y comités o comisiones asesoras por otro. Cada una de estas instancias tienen un papel importante, aunque claramente diferenciado, en la tarea de recuperación. Los primeros son esenciales para la realización de tareas ejecutivas dentro de la conservación "basada en la práctica" antes descrita, mientras que los segundos facilitan la tareas de coordinación y concertación institucional y social además de canalizar la participación en los niveles más altos en un enfoque más de arriba hacia abajo. Si se confunden o mezclan estas instancias se corre el peligro de que las últimas acaben retrasando o bloqueando indefinidamente las urgentes tareas de los primeros. En este sentido, la experiencia norteamericana, fruto de una análisis cuantitativo y masivo del funcionamiento de sus planes de recuperación, apunta hacia la creación de equipos de recuperación compactos constituidos por pocas personas e instituciones (Clark *et al.* 2002a). Esto contrastaría con la mayor diversidad personal e institucional necesaria para lograr comités y comisiones representativos, al igual que para la *redacción* de los planes de recuperación. La lección parece clara: a la hora de ejecutar se necesitan equipos compactos y ejecutivos, mientras que a la hora de negociar, asesorar y reunir apoyos se necesitan comités con instituciones y recursos diversos.

Finalmente se debe contratar y respaldar administrativamente a jefes de equipo con capacidad de liderazgo y una visión amplia del proceso de recuperación que trascienda los aspectos meramente técnicos y científicos, tal y como se verá más abajo. Estos jefes de equipo deben tener acceso y ser capaces de comunicarse con los jefes y políticos que darán el máximo respaldo a sus acciones. Como se ha dicho antes, la tarea de recuperación es un proceso a largo plazo, si no permanente. Por ello es igualmente importante el estable-

cimiento de programas y equipos que resistan los cambios políticos dentro de los gobiernos y de líneas presupuestarias permanentes que vayan más allá del proyecto *Life* de rigor.

Lección 7: No estamos logrando una adecuada integración entre ciencia y gestión

La interacción entre ciencia/investigación y gestión aparece como un campo abonado para los conflictos improductivos. A menudo, investigadores y gestores se miran con recelo y frustración mal disimulados. En otros casos pareciera como si la abundancia de información científica no tuviera relación con la mejor o peor conservación de una especie. Por ejemplo, en el caso del águila imperial en Doñana, pareciera haber una "correlación negativa" entre el número de artículos científicos publicados y las parejas de águilas presentes en los últimos años, por mucho que Ferrer (capítulo 10) destaca la necesidad de disponer de la mejor ciencia posible para recuperar una especie.

Más arriba hemos visto los problemas que existen entre los proveedores de información (investigadores) y los usuarios de ésta (gestores y el resto de la sociedad). Aunque muchos de estos conflictos aparezcan únicamente como "guerras personales" en realidad reflejan la diferente visión de la realidad que ambos grupos tienen y sobre todo del papel que la ciencia juega en el proceso de conservación. A menudo los investigadores acusan a los gestores de que no hacen uso adecuado de la información que les suministran o de que, en otros casos, prefieren contratar estudios políticamente correctos frente a estudios de "calidad". Los gestores, a su vez acusan a los investigadores profesionales de preocuparse únicamente de publicar en revistas de prestigio en lugar de realizar estudios "relevantes" para la conservación de la especie, de anteponer sus estudios a la supervivencia de la especie o de acabar cualquier informe científico contratado por ellos con la única recomendación concreta de que "hay que seguir estudiando". Este tipo de conflictos no es exclusivo del panorama español y puede afectar profundamente al futuro de una especie, ya que ambos grupos cuentan con recursos poderosos y diferenciados (en general los gestores cuentan con poder y fondos para manejar el proceso, mientras que los segundos disponen de información y credibilidad ante la opinión pública para presionar a los primeros) que, cuando unidos, pueden promover activamente el proceso de recuperación pero que, si se contraponen, pueden bloquearlo o retrasarlo sobremanera.

Para entender estos conflictos y trascender las acusaciones personales debemos identificar las raíces detrás de éstos. Algunas de las causas que pueden explicar estos problemas serían: a) investigadores y gestores normalmente trabajan para instituciones con

visiones, códigos y reglamentos muy diferentes, cuando no contrapuestos, b) ambos grupos tienen una visión diferente del papel que la investigación científica juega en la conservación, c) ambos grupos pueden entender diferentes cosas cuando hablan de "investigación de calidad" y d) son raros los casos en que ambos grupos forman equipos mixtos de trabajo conjunto que ayuden a crear responsabilidades y visiones compartidas.

En primer lugar, los gestores que trabajan en administraciones públicas están acostumbrados a pertenecer a cadenas de mando jerárquicas en las que uno "no va por libre", mientras que muchos científicos trabajan solos o en equipos pequeños con escasa vigilancia por parte de los "niveles superiores". Así, los primeros a veces acusan a los segundos de que no saben "jugar en equipo", mientras que los otros pueden percibir un "exceso de sumisión" en los gestores. También la lógica de evaluación y retribución en las administraciones públicas es mucho más compleja y difusa que la de las instituciones científicas. Mientras que en las primeras entran en juego una multitud de consideraciones de tipo personal, político y administrativo, en las segundas se utilizan criterios internacionalmente establecidos como, por ejemplo, el número e impacto de las publicaciones. Esto hace que los científicos, desde su lógica cartesiana, a menudo tengan problemas para entender las razones detrás de las acciones de los gestores, llegándoles a parecer arbitrarias o irracionales. Buena parte de estas diferencias no tienen que ver con la formación académica de las personas (de hecho ambos grupos pueden compartir esta formación), sino con la lógica interna de las instituciones a las que pertenecen, lo que dificulta que se entiendan entre ellos y explica que un investigador pueda cambiar radicalmente de comportamiento y perspectiva cuando ocupa el puesto de gestor y viceversa.

En segundo lugar, los científicos tienden a concebir su papel en el proceso de conservación como el de averiguadores de la verdad y suministradores objetivos de ésta para que los técnicos actúen en consecuencia. Por eso se suelen frustrar cuando éstos no usan esta información de la manera prevista. Sin embargo, los gestores tienden a pensar que la información de los científicos es sólo un componente más a tener en cuenta a la hora de tomar una decisión, una vez se haya contrastado ésta con otro tipo de consideraciones de tipo social, administrativo, político o simplemente personal. Además, los gestores, gracias a su percepción más amplia del proceso de conservación, tienden a ver a los investigadores como parte interesada y no como actores imparciales y desinteresados.

Tercero, los investigadores y los gestores pueden tener un concepto muy diferente de lo que es investigación de calidad y acabar acusándose mutuamente de que el otro grupo no es capaz de generarla. La Figura 1 ofrece un modelo que puede resumir estas diferencias de visión.

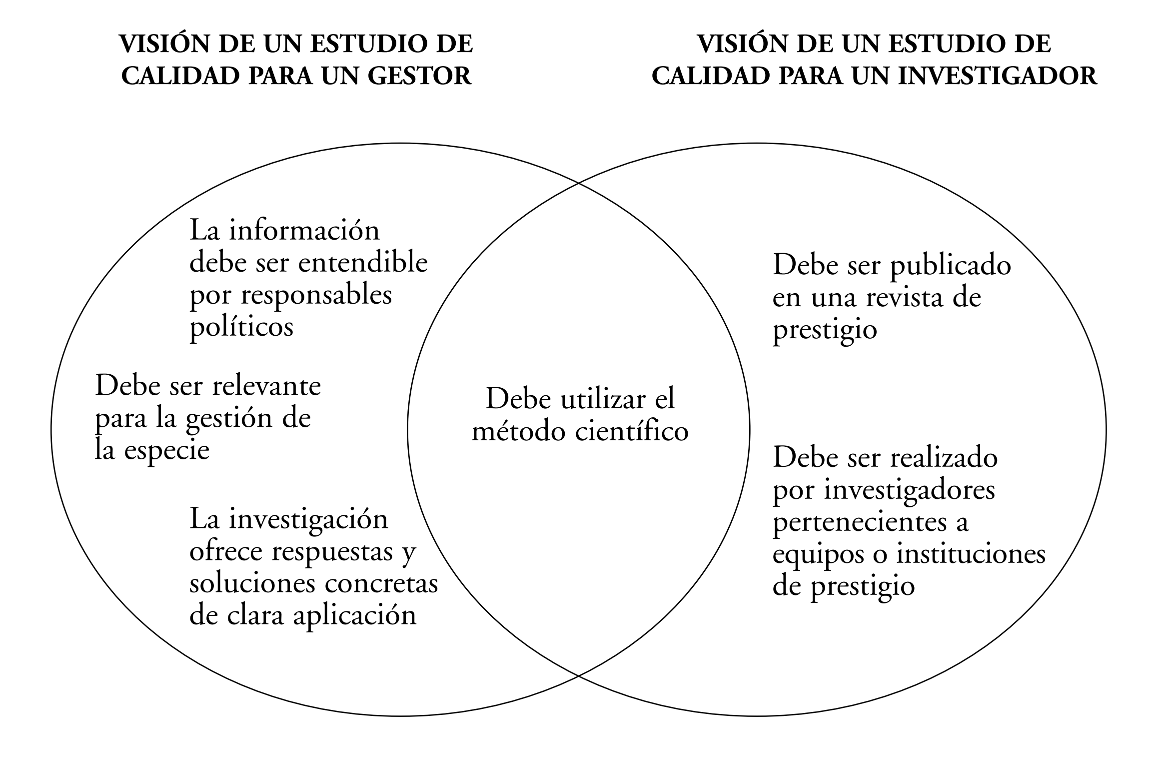


Fig. 1. Diferentes visiones de científicos y gestores sobre lo que es un estudio de calidad.

Finalmente, los problemas recién explicados fomentan un espíritu de desconfianza mutua que dificulta que se formen equipos mixtos en los que investigadores y técnicos gubernamentales trabajen mano a mano para unir sus respectivos conocimientos y recursos en la mejor conservación de la especie. En general, las administraciones públicas contratan a centros de investigación o a ONGs para que realicen determinados estudios, pero la implicación de los técnicos gubernamentales tiende a ser marginal en éstos. Ésta parece haber sido la tendencia mayoritaria en casos como el de la cerceta pardilla, el lince ibérico o el águila imperial (Ver capítulos 8, 10 y 13). En el caso del oso pardo, el Principado de Asturias mantuvo una larga tradición de equipos de investigación mixtos formados por gestores gubernamentales e investigadores independientes procedentes de la Universidad de Oviedo y la Estación Biológica de Doñana, que se vio tristemente detenida tras la citada muerte accidental del oso Cuervo (capítulo 12, y J.Félix García Gaona, com, pers.). Desde entonces, el Principado prefirió encargar los estudios a ONGs o empresas externas sin que los técnicos

de la administración formaran parte de ellos, dificultándose así la integración de las labores de investigación y gestión. En otros casos son los mismos centros de investigación quienes plantean y logran financiamiento público para estudios con especies amenazadas aunque éstos no respondan preguntas consideradas como prioritarias en las estrategias de conservación o que incluso choquen con éstas. Esto puede favorecer la impresión de que los investigadores no tienen un interés real en la recuperación de la especie y que van "por libre".

Un aspecto en el que ambos grupos coinciden a menudo es en ver a la investigación y la gestión como componentes relativamente independientes del proceso de recuperación. Por esto a menudo se oye que tal institución o persona "no hace conservación sino sólo investigación". Esta dificultad para ver la conexión intrínseca entre investigación y gestión podría venir de que ambos grupos tienen formaciones académicas similares (v.g. biología, veterinaria o ingeniería) centradas casi exclusivamente en aspectos científicos y técnicos en lugar de aspectos administrativos y de gestión de sistemas complejos. Paradójicamente, el hecho de que una persona lleve trabajando varias décadas como gestor no quita que su formación académica sea la de un científico y no la de un administrador, tal y como veremos más adelante.

De lo recién expuesto se derivan algunos problemas más concretos. El primero tiene que ver con la realización de estudios irrelevantes para la recuperación de la especie, ya que éstos no cuentan con la asesoría, control o participación de los encargados de su gestión. La ausencia de gestores con experiencia dentro de los proyectos de investigación también puede favorecer que los investigadores vean únicamente los aspectos técnicos y científicos de su trabajo sin percibir las implicaciones sociales y políticas asociadas a éste. En este sentido las investigaciones que implican capturar y marcar con transmisores a individuos de una especie amenazada suelen tener claras implicaciones que trascienden el ámbito científico y técnico. Estos estudios implican riesgos de pérdida de individuos y a menudo son vistos por una sociedad sensibilizada como una "manipulación injustificada" de los animales. Así, cuando un animal muere los investigadores pueden encontrarse en medio de un conflicto social y político de enorme magnitud que puede dañar gravemente el proceso de conservación y las relaciones interpersonales e interinstitucionales, tal y como ha sucedido en los casos del oso pardo cantábrico, la foca monje mediterránea, el turón de patas negras o el condor americano (ver capítulo 12, Clark 1997b, Snyder 1994). Este tipo de conflicto puede prevenirse y minimizarse si los investigadores trabajan mano a mano con profesionales con clara sensibilidad y experiencia social y política.

La carencia de una visión coordinada entre investigación y gestión favorece que se financien estudios puntuales y no líneas de investigación a largo plazo necesarias para mejorar constantemente la gestión de la especie. Finalmente, mientras se piense que la investigación no es un componente imprescindible de la buena gestión se favorecerá que se contraten estudios para acallar críticas incómodas o ganar simpatías institucionales o personales.

Al conflicto descrito entre investigadores y gestores hay que añadir el de los investigadores que trabajan en centros formales de investigación (v.g. CSIC y universidades) y las ONGs. Los primeros tienden desconfiar de la aparición de competidores "no profesionales" que a menudo no han sido capaces de publicar en revistas competitivas, mientras que los segundos pueden considerar que los investigadores "profesionales" sólo tratan de defender su parcela cuando las ONGs pueden aportar información relevante para la conservación de la especie. El punto a tener en cuenta en este conflicto no es la filiación profesional del equipo investigador sino la relevancia de las preguntas del estudio para la conservación de la especie y la capacidad científica de aquél, tanto si pertenece a una administración pública, universidad, centro de investigación u ONG.

Se pueden apuntar algunas soluciones concretas a estos problemas. Primero, el paradigma del "manejo adaptativo", en el que las acciones de gestión son vistas como experimentos cargados de información científica esperando ser colectada y las investigaciones son consideradas como parte esencial del proceso de gestión crea el marco teórico adecuado para integrar ciencia y gestión y el mejor punto de encuentro entre investigadores y gestores (Holling 1978). Segundo, la creación de equipos mixtos entre gestores e investigadores promueve igualmente este tipo de integración. Ejemplos notables en este sentido son el programa de recuperación del quebrantahuesos aragonés, donde los técnicos del gobierno autónomo se han involucrado activamente en el estudio y seguimiento de la población junto con ONGs y centros de investigación (ver capítulo 9), y el ya citado (y desaparecido) programa de radioseguimiento del oso pardo en Asturias, donde trabajaron de la mano técnicos gubernamentales, miembros de la guardería e investigadores procedentes de la universidad y el CSIC. Otro camino para lograr esta integración pasa por la participación activa de técnicos gubernamentales en las tesis que versan sobre especies amenazadas. En tercer lugar, se deben promover los estudios destinados a comprender mejor la "dimensión humana" de cada proceso de recuperación, en aspectos tan cruciales para el buen funcionamiento de éste como son: a) las actitudes, percepciones y comportamientos de los grupos sociales que tienen un impacto directo sobre la especie (ver el trabajo pionero de Blanco y Cortés

2002), b) los procesos económicos y sociales que determinan el uso del territorio en las áreas con presencia de la especie (v.g. cacería, turismo, agricultura, urbanismo), c) el proceso político que rodea la conservación de la especie, siguiendo metodologías y modelos conceptuales ya establecidos (v.g. *policy sciences)* (Clark 1994a, Wallace *et al.* 2002), y d) el funcionamiento organizativo y administrativo de los programas de conservación. Cuarto, se deben establecer mecanismos transparentes de selección de propuestas de investigación en los que primen criterios objetivos ya establecidos en el campo de la investigación, aunados con un estricto control de calidad del desarrollo del proyecto por parte de los gestores. Finalmente se deben establecer procedimientos que permitan la máxima difusión y comprensión de la información por parte de los sectores claves (v.g. políticos y grupos sociales afectados), especialmente cuando ha sido financiada con fondos públicos. La excepción se daría en aquellos casos en que la información puede favorecer el desarrollo de actividades nocivas para la población a conservar (v.g. expolio de nidos, visita desordenada o cacería ilegal).

Lección 8: Se necesita un enfoque más integral del proceso de recuperación y un nuevo tipo de profesional

El mundo de la conservación de especies amenazadas está dominado por biólogos, veterinarios y algunos ingenieros. La mayor parte de nuestros profesionales vienen de estas carreras. En el currículo académico de éstas y la más reciente carrera de ciencias ambientales predominan las asignaturas técnicas o científicas. Por lo tanto, no es de extrañar que los profesionales de la conservación tiendan a ver ésta como un problema de tipo técnico o científico. Como dice el dicho: “para un martillo todos los problemas tienen forma de clavo”. Disciplinas con una mayor, aunque también limitada, sensibilidad para otro tipo de aspectos no técnicos o científicos, como son la gestión de vida silvestre (*wildlife management*) o la biología de la conservación, sólo se enseñan en nuestro país como cursos breves, sin que se hayan creado departamentos fuertes en nuestras universidades a pesar de que éstos pueden llevar varias décadas de funcionamiento en diferentes países de América, Europa occidental y del este, África y Asia.

En contraste con esto, hemos visto cómo pocos de los problemas que afectan a los programas destinados a recuperar especies son de índole biológica. La inmensa mayoría tiene que ver con sistemas humanos y los patrones de interacción entre personas, sus visiones del mundo, intereses, valores, estructuras y culturas organizativas, procesos de toma de decisiones y otros muchos aspectos de las sociedades humanas (Clark 1997b). En palabras de Clark (capítulo 15): “La gestión de las especies amenazadas es

en realidad un proceso continuo de gente tomando decisiones, no sobre la ecología o el comportamiento de las especies, sino sobre sus propias acciones". Esto hace que éste y otros autores promuevan un nuevo enfoque que "desplace el enfoque de la conservación desde la ciencia a la solución de problemas prácticos incluidos en el proceso político y público". La idea es dirigir la visión convencional centrada en la biología de la especie hacia lo que Westrum (1994) definió como el "envoltorio humano". Si el entorno humano no es manejado de una manera adecuada, la especie tampoco será bien manejada, y si este entorno falla, el proceso de recuperación también fallará.

Desgraciadamente la mayoría de las personas que trabajan actualmente en conservación han recibido una mínima o nula formación en lo que se refiere a gestionar este entorno humano. Las disciplinas y técnicas necesarias para esta tarea existen, pero simplemente no se enseñan en las carreras universitarias que forman a la mayoría de los profesionales en conservación. Teoría organizacional, ciencias de la gestión pública (*policy sciences*), resolución de conflictos, manejo gerencial, comunicación y relaciones públicas, liderazgo, diseño y evaluación de proyectos, no son disciplinas más complejas o esotéricas que la ecología de poblaciones, la estadística, genética o ecología del comportamiento, pero sí son tanto o más importantes para la recuperación de especies que estas últimas. Estas disciplinas no se enseñan en las carreras relacionadas con la gestión de recursos naturales y, mientras tanto, muchos de los gestores "tocan de oído", aprendiendo como pueden a través del trabajo diario, chocando con muros invisibles para su entrenamiento académico o reinventando la rueda porque nadie les dijo que ya había sido inventada en otro lugar. Para solucionar los enormes problemas y conflictos interpersonales e interinstitucionales que rodean la recuperación de especies no basta con quererlo, también hay que saber como hacerlo.

Si queremos ser más eficientes en la recuperación de nuestra fauna amenazada tendremos que reconocer esta necesidad de cambio y actuar en consecuencia. Las universidades y otros centros de formación deberán reconocer que no están generando el tipo de gestores adecuados para la tarea y que deben hacer cambios en sus programas académicos para crear temarios y técnicas de enseñanza que favorezcan la formación de expertos transdisciplinarios capaces de comprender tanto los aspectos ecológicos como humanos de la conservación. Se necesitan líderes y técnicos transdisciplinarios, del mismo modo que se necesitan científicos (v.g. ecólogos y genéticos) y técnicos (v.g. veterinarios, ingenieros forestales o estadísticos) especializados. Ambos tipos de profesionales son imprescindibles, pero nuestros centros de formación y enseñanza parecen estar entrenando casi exclusivamente a los últimos.

Las agencias gubernamentales y ONGs deberán romper sus esquemas tradicionales de contratación para dar cabida a un nuevo grupo de profesionales transdisciplinarios, además de representantes de las ciencias sociales o a directivos empresariales con gran experiencia en la gestión de sistemas humanos. Las personas que trabajan actualmente en conservación en puestos claves de las administraciones públicas o en ONGs pueden enriquecer y perfeccionar su experiencia empírica buceando en lo que comienza a ser un sólido cuerpo de conocimiento en este ámbito (v.g. Clark 1997a,b, Clark *et al.* 1994, Fisher *et al.* 2001, Gunderson *et al.* 1995, Holling 1978, Kellert 1985, Lee 1993, Schön 1983, Wallace *et al.* 2002, Yaffee 1982, 1994).

Pero el cambio requerido no se logrará únicamente con la adquisición de nuevos conocimientos, sino que también hace falta un replanteamiento del papel de los profesionales o técnicos en el proceso. Frente a la visión convencional del profesional que utiliza su racionalidad técnica para dirigir un proceso de toma de decisiones en el que el público tiene poco que decir al respecto, se debe favorecer un "profesionalismo cívico" con énfasis en el servicio público y en el fomento de un proceso democrático, dinámico y abierto de toma de decisiones (ver capítulo 15). Estas dos visiones del papel del técnico en el proceso de recuperación producen resultados muy diferentes sobre el terreno.

Conclusiones: is Spain different?

La gran mayoría de los problemas descritos hasta ahora no son exclusivos de la realidad española y han sido identificados en otros países. Se trata de problemas intrínsecos al proceso de recuperación en sí. Sin embargo, existen ciertas características propias de la realidad española que pueden exacerbar estos problemas. En primer lugar, la breve tradición democrática de nuestro país fomenta el mantenimiento de una visión excluyente por parte de las administraciones públicas hacia otros actores e instituciones que todavía se arrastra del "Antiguo Régimen" (ver capítulo 4). No existe una práctica establecida de acuerdos y alianzas entre diferentes y múltiples sectores de la sociedad, como se puede encontrar en otros países. Esto hace que, a menudo, cuando se habla de participación desde las oficinas gubernamentales se haga con grandes reservas y sin una visión clara y sistemática de cómo lograr ésta.

En segundo lugar, el estado de las autonomías español crea una reparto de funciones dentro del gobierno central y los gobiernos regionales realmente excepcional en países de similares características donde el gobierno federal suele ser responsable de la conservación de especies, ya que éstas son consideradas como un bien nacional. Como

se ha visto esto crea un problema de coordinación institucional, aunque también plantea posibilidades de reparto de funciones que seguramente no se han explorado a fondo. Esto implicaría: a) que los gobiernos autónomos sean capaces de ver más allá de sus intereses regionales para colaborar con otros gobiernos en el fin común de la conservación de la especie, b) que el gobierno central aumente su papel de liderazgo nacional coordinando, facilitando y financiando procesos de recuperación transautonómicos, pero sin entrar en un conflicto de competencias en tareas ejecutivas, y c) se debe aprovechar que la legislación española establece el requisito legal de los planes de recuperación y similares para que las comunidades autónomas comiencen realmente a redactar, aprobar y ejecutar este tipo de documentos. Para lograr esto se necesita: a) un Ministerio del Ambiente fortalecido administrativa, política y financieramente que pueda cumplir con sus objetivos nacionales a través de los gobiernos autónomos y otros actores (ONGs, empresas, gobiernos locales, etc.), fomentando un clima de diálogo y colaboración con aquellos, y b) gobiernos regionales capaces de asumir sus obligaciones legales de una forma eficiente y abierta al resto de la sociedad. También se debe abandonar un cierto "provincialismo" cada vez más frecuente en las administraciones autonómicas donde se antepone la contratación de expertos y empresas locales a la incorporación de otras personas y equipos procedentes del exterior de la Comunidad Autónoma que están objetivamente mejor preparados para la tarea.

Finalmente, se ha visto como España mantiene un notable retraso con respecto a otros países en lo que se refiere a la existencia de departamentos universitarios y centros de formación encargados de la preparación de profesionales preparados para la compleja tarea de la conservación de especies. Muchas de las carreras universitarias todavía reflejan barreras disciplinarias procedentes del siglo XIX o de principios del siglo XX. Disciplinas como el manejo de vida silvestre o biología de la conservación con tradiciones de enseñanza y departamentos establecidos hace más de 50 y 20 años respectivamente en otros países, sólo aparecen marginalmente en los currículos académicos de nuestras universidades o refugiadas en *masters* específicos, y cuando lo hacen tienden a enfatizar los aspectos biológicos. Esta tradición académica promueve que la mayoría de las agencias gubernamentales y ONGs todavía sigan buscando a técnicos y científicos para llevar a cabo tareas que no requieren este tipo de habilidades y conocimientos, sino más bien una formación enfocada a la comprensión y gestión del "envoltorio humano" de la conservación.

Los conservacionistas españoles tenemos la responsabilidad histórica de evitar la desaparición de poblaciones animales que son únicas en el ámbito autonómico,

nacional, europeo o incluso mundial. Para poder cumplir con esta responsabilidad deberemos mejorar lo que es hasta ahora un historial confuso de éxitos y fracasos, colaboraciones y conflictos. Para ello debemos identificar y comprender los problemas recurrentes que limitan nuestro éxito para así mejorar nuestro funcionamiento como profesionales y como organizaciones. Esto requiere instaurar una cultura de aprendizaje y reflexión que favorezca el análisis y la discusión críticos y sistemáticos para evitar la repetición de errores recurrentes que sólo favorecen la existencia de una imagen de conflicto e ineficiencia ante la sociedad española.

Agradecimientos

Los contenidos de este capítulo se han nutrido de los aportes realizados por los autores que han participado en este libro, muchos de los cuales actuaron como ponentes en el Seminario internacional sobre recuperación de fauna amenazada que tuvo lugar en L'Alqueria des Frares (Valencia) en Diciembre de 2002. Otras muchas personas aportaron ideas durante dicho seminario, bien durantes las ponencias o en los trabajos de grupo finales. Muchas de esas ideas individuales y conclusiones y recomendaciones grupales han sido incorporados a este capítulo. Finalmente, las líneas previas se han beneficiado de la revisión y comentarios realizados por Miguel Delibes, Juan Jiménez, Astrid Vargas, José Félix García Gaona y Javier Naves.

Los ocho "mandamientos" de la recuperación de fauna amenazada

1. Asume que la recuperación de especies amenazadas es un proceso a largo plazo que trasciende los límites de un proyecto o de un programa, y que en muchos casos va a requerir un compromiso permanente por parte de múltiples actores.

2.Comprende y maneja adecuadamente el entorno humano que rodea el proceso de recuperación.

3. Usa la mejor ciencia posible para conocer la situación de tu especie. Cuanto más amenazada esté y menos individuos queden, más intensivo debe ser el seguimiento de éstos.

4. Estudia y reflexiona sobre el tipo de estructura organizativa más apropiado para la tarea, y constrúyela.

5. Fomenta, facilita y ordena la máxima participación de la sociedad en el proceso. Invierte tiempo y recursos en mantener buenas relaciones con los otros actores, aunque difieran en objetivos y estrategias.

6. Favorece el flujo de información en sentido vertical y horizontal dentro de tu organización y hacia otras organizaciones involucradas.

7. Fomenta la evaluación crítica del proceso tanto desde el interior de tu organización como desde el exterior. Institucionaliza el aprendizaje a partir de los errores y los éxitos.

8. Contrata y respalda el trabajo de coordinadores y líderes de equipos de campo que cumplan con los principios previos.

Bibliografía

BETTS, R.K. (1978). Analysis, war and decision: why intelligence failures are inevitable. *World politics* 31: 61-89. Citado en Clark (1997b: 51).

BLANCO J.C. y Y. CORTÉS. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM

CLARK, J.A., J.M. HOEKSTRA, P. DEE BOERSMA y P. KAREIVA (2002a). Improving U.S. endangered species act recovery plans: key findings and recommendations of the SCB Recovery Plan Project. *Conservation Biology* 16: 1510-1519.

CLARK, T.W. (1997a). Conservation biologists in the policy process: learning to be practical and effective. Págs. 575-597 *en:* G.K. Meffe y C.R. Carroll, (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Segunda edición. Sinauer. Sunderland, MA. 729 pp.

______ (1997b). *Averting extinction: reconstructing endangered species recovery*. Yale University Press. New Haven/London

CLARK, T.W., R.P. READING y A.L. CLARKE (eds.) (1994). *Endangered Species Recovery: finding the lessons, improving the process*. Island Press. Washington D.C. 450 pp.

CLARK, T.W., R.P. READING y G. BACKHOUSE. (2002b). Prototyping for successful conservation: the eastern barred bandicoot program. *Endangered Species Update* 19 (4): 125-129

DAVIDSON, P.L. y D.N. PASHLEY. (1992). Unorthodox alliances and the Lousiana black bear. *Endangered Species Update* 10(2): 1-4

FISHER, R., W. URY y B. PATTON. (2001). *Sí… de acuerdo: como negociar sin ceder*. Grupo Norma Editorial. Madrid

GALBRAITH, J.R. (1977) *Organization design*. Addison-Wesley, New York.

GUNDERSON, L.H., C.S. HOLLINGS y S.S. LIGHT. (1995). *Barriers and bridges to the renewal of ecosystems and institutions*. Columbia University Press. New York

HOLLING, C.S. (ed.) (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley & Sons, New York

JOHNSON, S. (2000). Building a species recovery program on trust. *Conservation biology in practice* 1: 35-37.

KELLERT, S.R. (1985). Social and perceptual factors in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 49: 528-536

LASSWELL, H.D. y M.S. MCDOUGAL (1992). *Jurisprudence for a free society: studies in law, science and policy*. New Haven press, New Haven.

LEE, K.N. (1993). *Compass and Gyroscope*: *Integrating Science and Politics for the Environment.* Island Press, Washington D.C.

MARGOLUIS, R. y N. SALAFSKY. (1998). *Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects*. Island Press

MITCHELL, R. (2003). *The English experience in species recovery*. Memorias del seminario "Al borde de la extinción: integrando ciencia, política y sociedad en la recuperación de especies amenazadas". Documento sin publicar. Valencia.

PIMBERT, M.P. y J.N. PRETTY. (1995). *Parks, people, and professionals: Putting "participation" into protected area management*. UN Research Institute for Social Development. Discussion Paper DP 57:1-60.

RABINOWITZ, A. (1995). Helping a species go extinct: the sumatran rhino in Borneo. *Conservation Biology* 9: 482-488.

SALANCIK, G.R. y J. PFEFFER. (1977). Who gets power and how they hold on to it: a strategic-contingency model of power. *Organizational dynamics*, Winter: 2-21

SCHALLER, G.B. (1996). *El ultimo panda*. Acento editorial, Madrid

SCHÖN, D.A. (1983). *The reflective practitioner: how professionals think in action*. New York, Wiley & Sons

SNYDER, N.F.R. (1994). The Califormia Condor Recovery Program: problems in organization and execution. Págs. 183-204 *en*: Clark, T.W. Reading, R.P., y A.L. Clarke (eds.) *Endangered Species Recovery: finding the lessons, improving the process*. Island Press. Washington D.C. 450 pp.

WALLACE, R.L., T.W. CLARK y R.P. READING. (2002). An interdisciplinary approach to endangered species recovery. *Endangered Species Update* 19: 65-204

WESTRUM, R. (1994). An organizational perspective: designing recovery teams from the inside out. Págs. 327-349 *en*: Clark, T.W. Reading, R.P., y A.L. Clarke (eds.) *Endangered Species Recovery: finding the lessons, improving the process*. Island Press. Washington D.C. 450 pp.

YAFEE, S.L. (1982). *Prohibitive policy: Implementing the federal Endangered Species Act*. MIT Press, Cambridge.

______ (1994). *The wisdom of the spotted owl: Policy lessons for a new century*. Island Press, Washington.

17

UN MÉTODO INTERDISCIPLINARIO PARA LA RECUPERACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS:

Combinando ciencia, organización y política

Ignacio Jiménez Pérez

A lo largo de los capítulos previos se ha visto como los diferentes factores que afectan a la recuperación de las especies amenazadas se combinan e interrelacionan para dificultar la tarea de los profesionales, tanto en España como en otros países. A los componentes de tipo biológico, ecológico o geográfico, se suman procesos de índole social, cultural, económica, financiera, legal, organizativa, política o incluso psicológica, creando múltiples focos de atención que se deben considerar si queremos gestionar una especie exitosamente. Esta conjunción de factores múltiples y sus respectivas interrelaciones tiende a provocar una sensación de desorientación, cuando no de frustración, entre los profesionales involucrados en programas de conservación.

Ante este problema algunos profesionales tienden a centrarse en aquellos aspectos que mejor comprenden, fruto en gran medida de su entrenamiento profesional, dejando el resto para que sean encarados por otras personas u organizaciones. Esta actitud busca la especialización y promueve que cada uno invierta sus recursos, siempre limitados, en aquellas acciones en las que se siente mejor capacitado para intervenir. Sin duda, esta especialización favorece la mayor eficiencia y profesionalidad en muchas acciones.

Sin embargo, una aproximación parcial a la problemática de la especie promueve igualmente la aparición de dos graves problemas. En primer lugar, dificulta la participación de personas situadas en posiciones clave (v.g. coordinadores nacionales, directores de programas o proyectos LIFE, coordinadores de planes de recuperación o jefes de servicio) con capacidad para visualizar y, por lo tanto, tratar de gestionar de una manera integrada, coordinada y eficiente los principales aspectos relacionados con la conservación. En segundo lugar, fomenta la aparición de auténticos "vacíos" profesionales e institucionales en temas y acciones claves para recuperar la especie, porque

mientras cada persona se dedica a "lo que mejor sabe hacer", nadie acaba encargándose de ellos. Ambos problemas, tal y como ha sido reflejado en las páginas previas de este libro, dificultan nuestro éxito colectivo como conservacionistas. Por lo tanto, parece claro que la recuperación de especies amenazadas requiere tanto de una aproximación especializada para encarar problemas y preguntas puntuales, como de una visión integral que ordene y priorice las acciones de estos actores especializados, al mismo tiempo que se asegura que ningún aspecto relevante está siendo dejado de lado. Todo apunta a que hasta el momento, tanto en España como en otros países, han abundado las aproximaciones parciales y especializadas, mientras que han escaseado los esfuerzos interdisciplinarios e integradores. El objetivo de este capítulo final es fomentar esta segunda visión a través de la adopción de un método que analiza y ordena de manera sistemática los diferentes pasos o fases a gestionar en la recuperación de una especie.

Huyendo del "vacío de la implementación"

En la literatura sobre conservación de especies amenazadas escasean las propuestas de métodos que permitan la comprensión y gestión integral de esta tarea. El autor que más ha avanzado en esa dirección probablemente sea el tristemente desaparecido Caughley (Caughley 1994, Caughley y Gunn 1996). Este autor propuso que la recuperación de una especie amenazada dependería del adecuado manejo de tres pasos sucesivos:

- Paso 1: Detección de un problema (i.e. existencia de una especie amenazada)
- Paso 2: Diagnosis de las causas del problema o de las amenazas.
- Paso 3: Tratamiento de estas causas para revertir su impacto negativo sobre la especie.

Las ventajas de este método derivan de su simplicidad, además de su claridad y elegancia intelectuales. Visto así, parece obvio y casi de perogrullo: lo que hay que hacer es ver si hay un problema, luego diagnosticar la causa (o causas) de éste, para después pasar a su correspondiente tratamiento. Los paralelismos entre este método de trabajo y el de la medicina moderna resultan obvios. Si funciona tan bien y de una manera tan clara para la medicina –algo que muchos discutirían, por otro lado–, ¿por qué no va a funcionar para una tarea tan concreta como salvar a una especie o población de la extinción? ¿Acaso no es la desaparición de una especie una "enfermedad ecológica" que se puede identificar, analizar y tratar como se haría con una enfermedad humana?

El problema de este enfoque es que se basa en supuestos que la realidad parece empeñada en contradecir una vez tras otra. En primer lugar, el "organismo" o sistema a tratar en el caso de una especie amenazada es de una complejidad muy superior a la del cuerpo humano. Aquí no se trata de una persona con sus aparatos, órganos, tejidos y células, sino de ecosistemas naturales y humanos donde interactúan miles de organismos, personas, organizaciones sociales, visiones, valores e intereses. Además, en el caso de la medicina se parte de una situación en la que el paciente suele querer curarse, mientras que en el caso de una especie amenazada, no parece que ésta sea consciente de su "enfermedad", y desde luego, todas las personas e instituciones involucradas no suelen estar de acuerdo en la necesidad de "curarla" o en cual es la mejor manera de hacerlo. De hecho en este último caso, no se puede decir que haya un doctor o un equipo médico encargados del tratamiento del paciente, sino cientos, cuando no miles, de "doctores" con sus propios diagnósticos y tratamientos que están convencidos de que son los más adecuados (si no para el "paciente", al menos sí para sus propios intereses).

En segundo lugar, el método propuesto por Caughley es fruto de un supuesto común entre los profesionales de la conservación cuya formación y entrenamiento proceden del ámbito científico y/o técnico. Según este supuesto, el proceso de recuperación de una especie sería gestionado por dos tipos fundamentales de profesionales: los científicos y los técnicos. Bajo este prisma, los científicos deberían ser responsables de identificar la existencia de un declive poblacional (Paso 1), para luego identificar sus causas (Paso 2), y transmitir esta información adecuadamente a los técnicos junto con recomendaciones específicas sobre el tratamiento a aplicar. Técnicos que en el ámbito español y en naciones con similares características estarán representados mayoritariamente por representantes de las agencias gubernamentales responsables del mantenimiento y gestión de la biodiversidad. Luego éstos deberán llevar a cabo las acciones (tratamientos, Paso 3) recomendadas por los científicos dentro de sus capacidades presupuestarias y profesionales, y cumpliendo con las directrices políticas de la institución a la que representan. Dicho con otras palabras: a los científicos les toca averiguar y transmitir la "Verdad" para que los técnicos actúen en consecuencia. Otros actores o agentes afectados en el proceso (v.g. políticos, cazadores, agricultores, ayuntamientos, constructores, turistas, etc.) deberán reconocer la calidad y relevancia de los datos suministrados por los primeros y apoyar en la medida de sus posibilidades la labor de los segundos.

El problema de este enfoque deriva de que en ciencia, la "Verdad" que se averigua es fruto de las preguntas que se plantean, y que éstas son fruto de los intereses personales y la formación de quienes las plantean. Es decir, que ni los científicos son buscadores imparciales de respuestas, ni éstas tienen que ser obligatoriamente relevantes para otras personas o grupos de interés. Dicho de otra manera, es posible que los resultados de un estudio, a pesar de ser fruto de un proceso científico de la máxima rigurosidad y nivel intelectual, y de ser adecuadamente transmitidos y comunicados, sean totalmente intrascendentes para buena parte de los actores implicados o afectados por la conservación de una especie. Y, por lo tanto, igualmente intrascendentes, cuando no inadecuadas, pueden parecerles las acciones propuestas como fruto de estas pesquisas científicas.

Así, en muchos de los casos presentados en este libro hemos visto como actividades, proyectos, programas, estrategias o planes de recuperación basados en datos científicos de calidad se encuentran frecuentemente con una pasiva indiferencia, sino una activa resistencia, para su realización por parte, tanto de los jefes políticos de los técnicos antes citados, como de los diferentes grupos de interés, incluso entre los mismos grupos conservacionistas. Este desfase o resistencia entre lo que se propone y lo que se realiza, que tan bien conocen los profesionales de la conservación, es lo que Clark denomina como el "vacío de la implementación" (ver capítulo 15 y especialmente Clark 1997). En palabras más castizas: "del dicho al hecho, hay mucho trecho".

Estos dos problemas hacen que un método aparentemente obvio, como el propuesto por Caughley, se encuentre una vez tras otra con obstáculos "invisibles" o incomprensibles que impiden la adecuada transición del Paso 2 (el Diagnóstico) al Paso 3 (la Acción). Por eso tantos procesos de recuperación se atascan durante años sin lograr resultados palpables. Y por eso nos cuesta tanto identificar la razón de los "atascos" para poder solucionarlos adecuadamente. La clave reside en que la conservación de especies amenazadas, por todo lo dicho anteriormente y en otros capítulos, no es tanto un proceso técnico o científico, sino un proceso político, de acuerdo con la definición usada en el capítulo 16 donde se entiende a ésta "como el escenario donde diferentes actores sociales movilizan sus recursos para lograr sus intereses". Por lo tanto, no serán las ciencias naturales las que no ayuden a orientarnos en este proceso, sino más bien la Ciencia de la gestión pública (*policy science)*. Es de esta ciencia de la que se nutre en gran medida el método que propongo a continuación (Laswell 1971), junto con el trabajo de profesionales del campo de los recursos naturales que han sabido adaptarla al ámbito de la conservación de especies y ecosistemas (Clark 1997, 2001, Clark y Brunner 1996, ver también el capítulo 15) y los aportes más específicos pro-

venientes de la ecología (Caughley y Gunn 1996). Así, el método aquí propuesto busca incluir las diferentes fases del proceso político, al tiempo que usa una terminología y cierto nivel de detalle adaptados al ámbito de las ciencias naturales.

Por otro lado, el hecho de que los profesionales de la conservación utilicemos el método aquí propuesto no quiere decir que las cosas vayan a salir bien obligatoriamente. Son demasiados las variables a tener en cuenta y las personas que intervienen en el proceso sin que tengamos control sobre ellas. Además, como se refleja bien en el caso del lobo en la mitad norte de España (ver capítulo 11), el éxito en la conservación a menudo no es un resultado directo de una adecuada gestión. Mi propuesta, que se une a la de otros autores (Clark *et al.* 1994, Yaffee 1994, Clark 1997, Wallace *et al.* 2002), es que la visualización del proceso de recuperación como un proceso político nos ofrece una excelente oportunidad para ser más prácticos y efectivos.

Según este método, para promover la adecuada gestión del proceso de recuperación de una especie amenazada deberemos verificar el adecuado funcionamiento de las siguientes fases sucesivas:

Fase 1. **Identificación de una especie amenazada de extinción.** Se recoge información pertinente que indique una disminución consistente de los números y/o la distribución de nuestra especie o la presencia de una población extremadamente pequeña de ésta.

Fase 2. **Promoción de la necesidad de conservar a la especie.** Se presenta a la sociedad y se incluye en la agenda pública el hecho de que nuestra especie está amenazada y que es importante tomar medidas para conservarla.

Fase 3. **Definición del problema en mayor detalle y diagnóstico de sus causas.** Se recoge información para comprender el alcance, los detalles y el contexto de la problemática de conservación de la especie. Se realiza un diagnóstico de las causas (cercanas y últimas) del declive poblacional (i.e. amenazas), desechando o verificando en la medida de lo posible hipótesis alternativas.

Fase 4. **Planificación y reglamentación.** Se diseñan, planifican, ordenan y priorizan las medidas y acciones destinadas a revertir las amenazas antes identificadas. Se elaboran reglas y normas con la misma finalidad.

Fase 5a. **Aplicación de medidas.** Se comienza a ejecutar las acciones y medidas destinadas a conservar la especie.

Fase 5b. **Resolución de conflictos.** Al mismo tiempo que se aplican las medidas, se comienza un proceso de negociación pública destinado a resolver u ordenar los conflictos causados por aquéllas.

Fase 6. **Evaluación.** Se recoge y discute información destinada a evaluar la efectividad de las acciones realizadas y la validez de los supuestos o datos que las justificaron.

Fase 7. **Finalización o renovación.** Se cierran o modifican las acciones y programas que han tenido éxito y ya no son necesarios, o que no han tenido el resultado previsto.

Este método compuesto de siete (u ocho) fases tiene la ventaja de representar el orden lógico en el que se suceden los acontecimientos en el proceso político, además de incluir cada una de las fases de éste. Dicho esto, hay que tener en cuenta que estas fases forman parte de un ciclo continuo que no termina una vez que se ha cumplido con el séptimo y último paso, sino que más bien vuelve a empezar de nuevo en la primera fase (Fig. 1). Cada fase que cumplimos dentro del proceso de recuperación de especies crea circunstancias nuevas que nos conducen a un posible replanteamiento de las fases previas, provocando que el ciclo se reinicie. Así, los resultados de nuestras acciones en la Fase 5a o de la evaluación en la Fase 6, nos suministrarán nuevos datos que nos harán replantearnos algunos de los supuestos de las Fases 1 y 3, motivando el planteamiento de nuevas preguntas y estudios que vuelven a "hacer girar la rueda" del ciclo de la recuperación.

Así mismo, es normal que dentro de una misma institución se estén gestionando varios programas o procesos relacionados con la recuperación de la misma especie y que cada uno de ellos se encuentre en una fase diferente del proceso aquí descrito (Fig. 1). Esto motiva que, por ejemplo, un Jefe de Servicio de una agencia gubernamental deba lidiar al mismo tiempo con actividades de investigación, sensibilización, manejo y resolución de conflictos procedentes de varios procesos paralelos y simultáneos. Lo anterior puede favorecer una sensación de caos donde todo sucede al mismo tiempo y no existe un orden lógico de los acontecimientos, fomentando que se centren los esfuerzos en lo más "urgente" o en "apagar incendios" continuamente, sin lograrse una visión global de qué y por qué está pasando, que nos permita tener un control a largo plazo del proceso. Frente a esta visión caótica, basada en una realidad que resulta especialmente difícil de comprender y manejar, el método aquí propuesto nos permite entender la relación existente entre cada una de las fases del proceso político de la recuperación de fauna amenazada, para así poder gestionarlo de la manera más adecuada. A continuación se describe con más detalle cada una de estas fases o pasos a considerar a la hora de tratar de salvar a una especie de la extinción, los factores a tener en cuenta en cada una de ellas, el tipo de profesionales más necesarios y las organizaciones que pueden jugar un papel destacado.

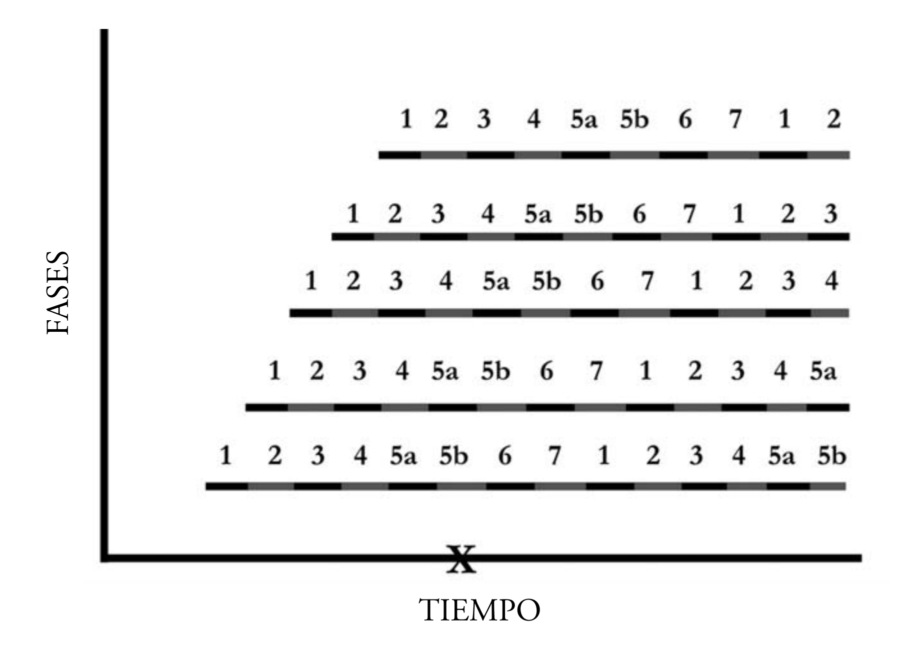


Figura 1. Las fases de la recuperación de una especie amenazada vistas como un continuo en el tiempo dentro de un mismo programa de conservación, representado éste por una barra horizontal. De este modo, en un mismo tiempo x, diferentes programas pueden estar trabajando en diferentes fases del proceso de manera simultánea, estableciéndose así un proceso complejo y multifacético.

Fase 1. Identificación de una especie amenazada de extinción

Esta es una de las fases del proceso de recuperación de especies amenazadas que mejor se suele visualizar, debido en gran medida al hecho de que los profesionales involucrados en temas de conservación generalmente han recibido algún tipo de formación que les capacita para realizar, o al menos para comprender, las actividades que en ella suceden.

A la hora de considerar a una especie o población como "amenazada" normalmente tratamos de identificar alguno de los siguientes fenómenos: 1) un decremento consistente en su abundancia a lo largo de los años, 2) una disminución patente en su distribución histórica, y/o 3) la existencia de un número de ejemplares particularmente escaso (típicamente cifrado en unas pocas centenas, aunque esto variará con el taxón en cuestión, su biología, y su distribución y abundancia originales). La categoría de amenaza que se asigne a la especie o población dependerá de criterios científicos, legales o administrativos, pero, en términos generales, la aproximación para considerarla como tal dependerá de la comprobación de alguno de los tres fenómenos recién citados.

Fase	Actividades	Ejemplos	Características que debe cumplir	Perfiles profesionales óptimos	Organizaciones predominantes (en orden de relevancia decreciente)
1. Identificación de una especie amenazada de extinción	Se recoge información pertinente que indique una disminución consistente de los números y/o la distribución de nuestra especie o la presencia de una población extremadamente pequeña de ésta.	-Revisión de literatura -Estimaciones poblacionales periódicas -Entrevistas a expertos	-Suficiente ámbito temporal de los datos -Credibilidad y rigurosidad de la información	-Ecólogos -Sociólogos (entrevistas)	-Centros de investigación -Gobiernos -ONGs
2. Promoción de la necesidad de conservar a la especie	Se presenta a la sociedad y se incluye en la agenda pública el hecho de que nuestra especie está amenazada.	-Cuñas en medios de comunicación -Campañas educativas -Publicaciones divulgativas y científicas -Presentaciones en talleres o congresos	-Debe incluir a los principales grupos afectados -Respetuosa -Efectiva y eficiente -Abierta	-Comunicadores -Científicos -Periodistas -Profesionales gráficos	-ONGs -Medios de comunicación -Centros de investigación -Gobiernos -Asociaciones locales
3. Definición del problema en mayor detalle y diagnóstico de sus causas	Se recoge información para comprender el alcance, los detalles y el contexto de la problemática de conservación de la especie. Se realiza un diagnóstico de las causas (cercanas y últimas) del declive poblacional (i.e. amenazas), desechando o verificando en la manera de lo posible hipótesis alternativas.	-Estudios biológicos y ecológicos -Estudios del entorno social y económico -Conversaciones informales y reuniones con informantes locales o nacionales	-Confiable -Rigurosa -Comprensiva a la vez que selectiva -Abierta -Respetuosa	-Biólogos -Ecólogos -Sociólogos -Veterinarios -Economistas	-Centros de investigación -Gobiernos -ONGs
4. Planificación y reglamentación	Se diseñan, planifican, ordenan y priorizan las medidas y acciones destinadas a revertir las amenazas antes identificadas. Se elaboran reglas y normas destinadas a revertir dichas amenazas.	-Planes de recuperación y similares -Estrategias nacionales -Decretos y leyes -Propuestas de proyectos LIFE	-Abierta y participativa -Ordenada -Priorizada -Factible y realista -Integral	-Funcionarios públicos -Abogados -Políticos -Científicos -Expertos en evaluación y diseño experimental -Representantes de grupos interesados o afectados	-Gobiernos -ONGs -Centros de investigación

5a. Aplicación de medidas.	Se comienza a ejecutar las acciones y medidas destinadas a conservar la especie.	-Establecimiento o reforzamiento de áreas protegidas -Vigilancia y control -Campañas de sensibilización, educación y/o capacitación -Cría en cautividad -Reintroducciones y traslocaciones -Suplementación alimentaria -Establecimiento o protección de refugios o lugares de cría....	Eficiente en tiempo y dinero -Coherente con lo planificado -Centrar los esfuerzos en acciones prioritarias -Evaluable y medible -Profesional y de calidad -Abierta vs. Excluyente	-Técnicos gubernamentales en el ámbito nacional, regional o local -Técnicos de ONGs -Científicos -Personal de vigilancia: guardas, policía o SEPRONA	-Gobiernos - Asociaciones locales -ONGs
5b. Prevención y resolución de conflictos.	Al mismo tiempo que se aplican las medidas, se comienza un proceso de negociación pública destinada a resolver u ordenar los conflictos causados por éstas.	-Talleres y reuniones formales o informales -Actividades de relaciones públicas -Establecimiento de acuerdos	-Respetuosa -Abierta -Ordenada y profesional -Anteponer la prevención a la resolución -Democrática	-Expertos en gestión de conflictos -Políticos -Técnicos gubernamentales o de ONGs -Líderes con alta credibilidad	-Gobiernos -Asociaciones locales -ONGs
6. Evaluación.	Se recoge y discute información destinada a evaluar la efectividad de las acciones realizadas y la validez de los supuestos o datos que las justificaron.	-Acciones similares a las de la Fase 1. -Entrevistas y cuestionarios -Revisión de informes, publicaciones y actas de reuniones	-Rigurosa -Independiente -Priorizada -Abierta -Repetible -Realista -Integral: incluyendo aspectos biológicos, económicos, sociales y políticos -Apropiada para el contexto	-Expertos en evaluación de proyectos -Técnicos involucrados -Estadísticos -Sociólogos -Ecólogos	-Gobiernos -Centros de investigación -Empresas consultoras -ONGs
7. Finalización o renovación.	Se cierran o modifican las acciones y programas que han tenido éxito y ya no son necesarios, o que no han tenido el resultado previsto	-Diseño y comiezo de un nuevo programa -Reemplazo o renovación de equipos y personal -Entrega de premios y reconocimientos	-Respetuosa y consistente con la dignidad humana -Expedita y valiente -Equilibrada -Racional -Mitigadora y diplomática -Visionaria	-Políticos -Jefes de equipo o departamento	-Gobiernos -ONGs - Asociaciones locales

Cuadro 1. Resumen de las diferentes fases que se deben gestionar adecuadamente para la recuperación de una especie amenazada (basado en Lasswell 1971, Caughley y Gunn 1996, Clark y Brunner 1996, Jiménez 1998, Clark 2001)

Esta es una fase con un fuerte componente científico, donde la ecología de poblaciones aparece como la disciplina más relevante (Cuadro 1). El tipo de actividades que se realizan durante esta fase incluyen: conteos poblacionales repetidos, muestreos periódicos de índices de abundancia, estudios de marcaje y recaptura, estudios genéticos basados en la identificación de individuos, uso de cámaras trampa... (Caughley 1977, Tellería 1986, Caughley y Gunn 1996). También se pueden inferir cambios en la distribución de una especie mediante el estudio comparativo de imágenes de satélite, fotos aéreas y mapas procedentes de diferentes épocas que nos permitan detectar cambios en los hábitats utilizados por ésta (ver como ejemplo Jiménez y Vargas 2002). En el caso de especies particularmente conspicuas e inconfundibles, aunque a menudo difíciles de visualizar, se recurre a las entrevistas, cuestionarios y otros métodos de investigación social donde se recoge información directa de personas que habitan en las áreas habitadas por la especie (ver como ejemplo Rodríguez y Delibes 1992, Jiménez 2002). La información así obtenida, junto con otros datos sobre la biología y ecología de la especie, además de su contexto ecológico y social, puede ser incorporada a modelos más o menos complejos (los análisis de viabilidad poblacional o PVAs, según su acrónimo inglés) destinados a estimar la viabilidad de nuestra población o su grado de amenaza. De hecho, varias de las especies amenazadas más emblemáticas de nuestro país cuentan con algunos de los PVAs más detallados y completos del ámbito mundial (Bustamante 1996, Gaona *et al.* 1998, Wiegand *et al.* 1998).

Entre los factores a tener en cuenta durante esta fase destacan: 1) la rigurosidad y calidad de los datos en los que se basa la presunción de amenaza; 2) la repetibilidad y homogeneidad de las diferentes estimaciones poblacionales; y 3) la necesidad de que éstas abarquen un periodo de tiempo suficientemente amplio y que cuenten con suficientes réplicas como para reflejar un proceso sostenido de disminución poblacional y no oscilaciones numéricas propias de las poblaciones naturales y saludables. Dentro de este marco, los centros de investigación científica (v.g. CSIC y universidades) han ocupado y ocupan un lugar destacado, con el apoyo de algunos técnicos de las agencias gubernamentales de medio ambiente, y la aparición más reciente de las ONGs. Dentro de este último grupo destaca la labor de SEO/BirdLife, con una gran red de voluntarios y profesionales que siguen periódicamente las poblaciones de un grupo típicamente fácil de observar como son las aves.

Una vez se cuenta con la información sobre la abundancia y distribución de la especie, junto con las tendencias de éstas, existen diferentes sistemas establecidos para asignarle un valor de amenaza oficial (que puede tener carácter legal o no) (ver UICN 2001 y MIMAM 2004).

Fase 2. Promoción de la necesidad de conservar a la especie

Una vez se ha identificado que nuestra especie está amenazada, comienza un proceso de divulgación y comunicación en el que se expone a diferentes sectores de la sociedad (científicos, políticos, medios de comunicación, sociedad civil en general, ayuntamientos, habitantes del entorno de la especie...) este hecho, junto con la necesidad de tomar medidas para asegurar su supervivencia. Es decir, en esta fase se busca introducir en la agenda pública la problemática de conservación de la especie para lograr la movilización de la sociedad a favor de su recuperación.

Para lograr esta promoción se utilizan diversos foros y medios: publicaciones y congresos científicos, documentos divulgativos, apariciones en medios de comunicación (prensa, TV y radio), páginas web o mensajes electrónicos generales circulados por la red, charlas o reuniones con organizaciones locales, actividades escolares, o incluso "manifestaciones" en las calles o "golpes de efecto" del tipo encadenarse a maquinaria pesada.

Aunque en esta fase los científicos con experiencia en la especie suelen tener un papel relevante, al menos como iniciadores de la promoción pública, ya que poseen información de primera mano sobre su situación, otros grupos y profesiones juegan un papel tanto o más importante. Periodistas, ecologistas, educadores, comunicadores e incluso políticos o líderes religiosos, pueden contribuir a que la sociedad se movilice en favor de la conservación. Paralelamente, durante esta fase de promoción es posible que otros actores comiencen una campaña de "promoción negativa" destinada a impedir o retrasar los esfuerzos a favor de la especie. Un ejemplo claro en este sentido es el ruido mediático existente alrededor del cambio climático, donde algunos grupos de interés están invirtiendo recursos millonarios para contrarrestar los esfuerzos de promoción a favor de una reducción de los gases de invernadero.

En esta fase del proceso, se deben tener en cuenta numerosos aspectos que trascienden el ámbito científico como son las relaciones públicas, la necesidad de manejar campañas impactantes a la vez que respetuosas y poco conflictivas, la búsqueda de un enfoque de comunicación que incluya a los principales grupos y personas afectados junto a los más "concienciables", el mantenimiento de mecanismos de comunicación basados en la credibilidad, fiabilidad y transparencia... Aunque el papel de los centros de investigación sigue siendo relevante en esta fase, y más aún el de muchos científicos actuando como particulares, son probablemente las ONGs o asociaciones ecologistas las que han tomado un papel más activo a la hora de incluir la conservación de especies en la agenda pública (ver capítulo 4 de este libro). De hecho, esta

labor de concienciación, unida a menudo a un espíritu de denuncia de las actividades realizadas por las empresas y los gobiernos, destaca todavía como la aportación más importante de muchas de estas agrupaciones a la conservación de la fauna silvestre. Esto ha hecho que muchos lamenten el papel de continua crítica de estos grupos (i.e. actitud reactiva) que les impide participar de manera más activa y constructiva en otras fases del proceso de recuperación (i.e. actitud proactiva). Por otro lado, a la vez que muchas asociaciones y fundaciones españolas se han ido "profesionalizando" para participar cada vez más en proyectos de investigación, gestión o negociación social, esto les ha hecho depender en mayor medida de las subvenciones públicas, con lo que corren el riesgo de perder su independencia a la hora de criticar a las instituciones que les están financiando.

Fase 3. Definición del problema en mayor detalle y diagnóstico de sus causas

En esta fase del proceso la formación científica resulta de especial utilidad, ya que se sigue explorando la situación de la especie para obtener información que nos guíe en las acciones destinadas a conservarla. Por un lado, se recoge información para comprender el alcance, los detalles y el contexto de la problemática de conservación de la especie, mientras que de manera paralela se realiza un diagnóstico de las amenazas o causas (cercanas y últimas) del declive poblacional, desechando o verificando en la manera de lo posible hipótesis alternativas.

En esta fase se trabaja con una enorme variedad de preguntas sobre la biología y ecología de la especie, desde las que parecen apuntar a un uso aplicado más obvio, hasta las que simplemente parecen estar destinadas a que conozcamos mejor como vive ésta. Ambos tipos de estudios (aplicados y teóricos) son necesarios para recopilar información, de manera deliberada en el primer caso o más sorpresiva en el segundo, que necesitamos para realizar un adecuado manejo de la población y sus amenazas. La diversidad de estudios posibles dentro de esta fase es casi ilimitada, destacando los estudios de dieta, uso y selección de hábitat, comportamiento social y reproductor, patrones de actividad, movimientos estacionales o migratorios, depredación y competencia intra e interespecífica, taxonomía y genética, por citar algunos. Pero en esta fase no son sólo importantes los estudios sobre la especie, sino que también resulta necesaria la información sobre el contexto social que la rodea, la dimensión humana de la conservación (Decker *et al.* 2001). Son varias las preguntas relevantes en este contexto: ¿quiénes son las personas afectadas o interesadas en el proceso? ¿cómo perciben diferentes grupos la problemática de la especie? ¿cuáles son los costes de su conserva-

ción o extinción y sobre quienes recaen? ¿cuáles son los beneficios y quienes son los beneficiados por su supervivencia? ¿con qué recursos cuentan para influenciar el proceso y qué estrategias pueden emplear para movilizar dichos recursos?. Desgraciadamente, tal y como hemos visto en las páginas previas del libro, a pesar de su interés este tipo de estudios son prácticamente inexistentes en nuestro país.

Mención especial merecen los estudios destinados a diagnosticar las causas del declive poblacional (Caughley 1994, Caughley y Gunn 1996). Un diagnóstico preciso y fiable constituye la base sobre la que se deben asentar las siguientes fases del proceso de recuperación (Romesburg 1981). Es probable que las medidas de conservación adoptadas no sirvan de mucho si éstas están dirigidas a revertir amenazas que no han sido identificadas acertadamente. Sin un buen diagnóstico, se pueden invertir recursos y tiempo preciosos en solucionar problemas ficticios. Igualmente, una adecuada identificación de las causas de los problemas, evitando los largos listados de amenazas potenciales que no han sido realmente verificadas, ayuda a que se ejecuten las acciones más necesarias y no únicamente las más fáciles.

Dicho esto, parece claro que en esta fase del proceso se requiere de nuevo la participación de profesionales con formación científica, no sólo en el campo de las ciencias naturales, sino también en áreas como la sociología, antropología, economía o incluso la psicología. Al igual que en la primera fase, los centros de investigación destacan por jugar un papel destacado a la hora de contestar las preguntas citadas más arriba, con el apoyo más o menos relevante de las agencias medioambientales y las ONGs.

Fase 4. Planificación y reglamentación

Una vez que se sabe que una especie está en problemas, que se ha logrado el interés por conservarla de parte de la población, y que se conocen en cierto detalle su biología, ecología, su entorno ecológico y social, a la vez que se tiene una idea relativamente precisa de los factores que la amenazan, es el momento de planificar y reglamentar las medidas destinadas a asegurar su supervivencia. Durante la fase de planificación y reglamentación se elaboran, discuten y aprueban planes de recuperación y de acción, estrategias de conservación, proyectos de conservación, al igual que leyes, decretos, órdenes o acuerdos.

Para que estos planes y normas tengan su máximo impacto positivo es importante que cumplan varias características: 1) deben ser el resultado de procesos abiertos, participativos y ordenados que reflejen el máximo consenso social con respecto a lo que

se debe hacer para salvar a la especie; 2) deben contar con la mejor y más actualizada información disponible, medida tanto por su calidad y relevancia como por integrar la mayor cantidad de factores que afectan a la especie; 3) deben incluir recomendaciones factibles y realistas; 4) deben priorizar aquellas acciones más urgentes, realistas y necesarias; 5) deben establecer los estándares y métodos que serán utilizados en la fase de evaluación; y 6) deben considerar y proponer las estructuras organizativas más adecuadas para su óptimo cumplimiento.

A diferencia de las fases previas, aquí comienzan a tomar un papel predominante otros grupos profesionales, como son los funcionarios públicos, abogados y políticos. Los conocimientos científicos no son tan relevantes como la experiencia administrativa, la habilidad negociadora, el conocimiento legal y el "olfato" político. En el ámbito institucional, destaca el papel de los gobiernos, representados mayoritariamente por las agencias de medio ambiente y similares, apoyados y asesorados por ONGs, científicos y ayuntamientos. Durante esta fase resulta especialmente importante contar con la participación de los diferentes servicios y direcciones gubernamentales con competencias en la gestión de las especies y el territorio (i.e. especies, áreas protegidas, impacto ambiental, caza y pesca, educación ambiental, etc.).

Junto a los profesionales recién citados, es importante contar con la participación de expertos en evaluación de proyectos o profesionales con experiencia en aspectos de diseño experimental. Si queremos aprender lo más posible de nuestras acciones, para así mejorar gradualmente nuestra eficiencia como conservacionistas, resulta crucial diseñar nuestros planes y proyectos como experimentos científicos. Éste es el principio básico del *manejo adaptativo*: las políticas son experimentos y se debe aprender de ellos (Lee 1993). Por esto, la relación entre la fase de planeamiento y la posterior de evaluación deberá ser muy estrecha. Si no planeamos nuestras acciones de tal manera que sus resultados sean medibles, y si no explicitamos desde el principio los supuestos en que basamos dichas acciones, nos será extremadamente difícil evaluar su éxito y verificar la validez de esos supuestos. La costumbre de pensar "planeemos nuestras acciones ahora y ya veremos como las evaluamos luego", si es que se evalúan siquiera, fomenta que se pierdan oportunidades únicas e irrepetibles de aprendizaje.

Fase 5a. Aplicación de medidas

En esta fase se ejecutan las medidas planeadas anteriormente. La gama de acciones a realizar para conservar especies amenazadas es tan variada como las circunstancias de

éstas, tal y como hemos visto en los casos incluidos en este libro, y su enumeración detallada queda fuera del ámbito de este capítulo. Muchas de estas medidas están dirigidas a revertir los factores que amenazan de manera directa la supervivencia de la población en su medio natural. Entre éstas se pueden citar:

1) Medidas destinadas a *disminuir las muertes de individuos* mediante el control y sanción de actividades ilegales o nocivas (v.g. caza furtiva, uso de venenos, cepos o lazos, etc.) o la mejora de infraestructuras para evitar accidentes (v.g. creación de pasos y colocación de badenes en carreteras, mejoras en los tendidos eléctricos o cambios en las infraestructuras de transporte de agua), entre otras.

2) Medidas destinadas a *suplementar alimento* mediante la creación y mantenimiento de comederos artificiales (tal y como sucede con muchas aves carroñeras), la gestión de las áreas donde se depositan los restos de animales domésticos (i.e. muladares), la colocación directa de presas cerca de los lugares de cría (tal y como sucede con las águilas imperiales), la plantación de ciertas especies frutales (como se ha hecho con el oso pardo), la creación de condiciones óptimas para ciertas presas clave de algunos depredadores (manejo y mejora de poblaciones de conejo para linces y águilas imperiales), la gestión de ciertos cultivos agrícolas que sirven de alimento a la especie objetivo (tal y como sucede con los arrozales y las anátidas), etc.

3) Medidas destinadas a *conservar o mejorar el hábitat* de la especie mediante el establecimiento de áreas protegidas, la recreación de hábitats apropiados (v.g. humedales), el mantenimiento y subvención de ciertos usos del suelo (tal y como sucede con la agricultura cerealista extensiva, las dehesas, el ya citado arrozal, o los cotos de caza), la depuración y tratamiento de aguas, la conservación de lugares especialmente sensibles (tal y como sucede con cuevas o edificios para murciélagos), la ubicación de nidos artificiales para algunas aves, etc.

4) Medidas de *control de especies exóticas* que compiten con una especie amenazada (v.g. visón americano con visón europeo, gambusia con samaruc, cangrejo americano con cangrejo de río), predan sobre ella (v.g. gatos sobre los lagartos canarios o culebra de agua sobre los ferrerets) o se pueden llegar a hibridar, alterando su pureza genética (malvasía canela con malvasía cabeciblanca).

5) Medidas de c*ontrol de plagas o enfermedades*, mediante vacunaciones, la eliminación selectiva de algunos individuos o el manejo del hábitat.

Otras medidas se dirigen a aumentar los números de la especie fuera de su hábitat, tal y como sucede con la *cría en cautividad* (ver casos del samaruc, lagartos canarios,

ferreret o lince), para luego poder *reintroducir* los animales así criados en su hábitat natural. En otros casos se realizan *translocaciones* de individuos silvestres a otras áreas de su rango actual o histórico.

Además de las medidas dirigidas a actuar directamente con la especie o su hábitat, suelen realizarse acciones destinadas a modificar el entorno humano que rodea a éstos. Dentro de estas acciones se incluyen las actividades de educación, divulgación y concienciación, el pago de compensaciones a aquellas personas que se ven perjudicadas económicamente por la especie en cuestión (tal y como sucede con el oso y el lobo), el pago de subvenciones a propietarios de áreas especialmente aptas para nuestro animal, o el incentivo de actividades económicas o productivas que sean respetuosas con la especie y su entorno (v.g. ecoturismo o agricultura sostenible).

De la variedad de acciones que se pueden realizar para conservar una especie se deduce la gran variedad de profesionales que pueden y deben intervenir activamente en esta fase del proceso de recuperación. Sin embargo, todo apunta a que en el ámbito español el grupo de profesionales que juega un papel preponderante a la hora de ejecutar, coordinar, financiar o supervisar la mayoría de estas actividades es el de los técnicos gubernamentales pertenecientes a la administración central o a las agencias de medio ambiente de las Comunidades Autónomas.

Debido a que resulta mucho más sencillo pensar y planear qué se debe hacer que llevarlo a cabo, esta fase es la más susceptible de todo el proceso a sufrir bloqueos que conduzcan al fenómeno antes descrito del "vacío de la implementación". Estos atascos suelen deberse a la aparición de conflictos, tal y como veremos a continuación, y a problemas organizativos que dificulten la adecuada ejecución de las acciones planeadas. Por tanto, de todas las fases del proceso de recuperación ésta es la más sensible y la que más se puede resentir de la existencia de estructuras organizativas inadecuadas. En el capítulo 16 se trata el tema organizativo con cierto detalle y se sugieren recomendaciones en este ámbito.

Fase 5b. Resolución de conflictos

Al mismo tiempo que se aplican las medidas, se comienza un proceso de negociación destinado a prevenir, resolver u ordenar los conflictos causados por aquéllas. Ambos procesos –la aplicación de medidas y la resolución de conflictos– son simultáneos e inseparables, por lo que deben ser considerados como las caras de una misma moneda. Los conflictos son parte inseparable de la política pública, y dependiendo de cómo

se manejen, pueden servir para reforzar o debilitar el proceso de recuperación. En palabras de Lee (1993): "la reconciliación entre [la necesidad de] control por un lado, y la diversidad y libertad esenciales en una sociedad democrática por otro, es la tarea del *conflicto limitado*". El conflicto limitado sirve para promover la creatividad colectiva a través de la búsqueda de soluciones compartidas, mientras que el conflicto descontrolado puede bloquear o retrasar enormemente cualquier proceso público, fomentado el vacío de la implementación.

A pesar de la formación predominantemente técnica o científica de la mayoría los profesionales de la conservación, el campo de la resolución de conflictos no es más oscuro y esotérico que otras muchas disciplinas. Existen profesionales especializados en esta área y abundante bibliografía sobre cómo prevenir y resolver este tipo de situaciones (ver, por ejemplo, Fischer *et al.* 2001). En este sentido siempre saldrá menos costoso, y nos ahorrará recursos y un tiempo precioso, invertir en prevenir los conflictos que en solucionarlos. Por eso es tan importante que se vea esta fase como un componente indisoluble de la fase de aplicación de medidas, e incluso de la planificación. Siempre será más eficiente planear y ejecutar las medidas de manera que se disminuya la probabilidad de generar conflictos improductivos (fundamentalmente a través de procesos democráticos, abiertos y ordenados que fomenten el compromiso y la responsabilidad de múltiples actores), que actuar sin tener en cuenta esto, para luego tener que invertir recursos precioso en "apagar los incendios" que nuestras mismas acciones han generado. Cuando el enfrentamiento, la ausencia de comunicación y la desconfianza existentes entre los diferentes grupos involucrados en la conservación de una especie alcanzan niveles demasiado altos, se puede acudir a la ayuda de psicólogos de grupos con el fin de ir creando paulatinamente un cierto clima de entendimiento, respeto e incluso colaboración. Aunque esto suene como "ciencia ficción" a muchos, es exactamente lo que se acabó haciendo en el proceso de recuperación del cuervo hawaiano (Johnson 2000).

Fase 6. Evaluación

En esta fase se recoge, analiza, distribuye y discute información destinada a evaluar la efectividad de las acciones realizadas y la validez de los supuestos o datos que las justificaron. El momento de la evaluación representa la mejor oportunidad de aprendizaje para la futura mejora de nuestras acciones. En esta fase es cuando se deben recolectar y analizar los datos procedentes de nuestros "experimentos" de gestión. Esta información nos permitirá identificar errores, aciertos y, sobre todo (siempre que las preguntas hayan sido adecuadamente planteadas), las razones de éstos y aquéllos.

Igualmente importante es hacer los resultados de la evaluación extensivos a la mayor cantidad posible de personas con criterio y capacidad para discutirlos y sugerir mejoras. Una evaluación "secreta", que no llega a nadie, es difícil que pueda generar los aportes intelectuales destinados a mejorar el proceso.

Por lo tanto, tan importante son la toma y el análisis de los resultados como la discusión abierta de éstos; lo que tampoco debe servir de excusa para generar procesos de discusión desordenados y caóticos que sirvan para generar más ruido que ideas o para perder tiempo y recursos preciosos. En este sentido, el caso del bandicoot australiano ejemplifica hasta que punto la evaluación participativa del programa por parte de un pequeño y diverso grupos de expertos promovió una cadena de cambios cuyo resultado fue el aumento casi inmediato de los números de dicha población y la posterior recatalogación de ésta en un nivel de amenaza menor (ver capítulo 15 de este libro y Backhouse *et al.* 1994)

Desgraciadamente, tal y como se describe en las experiencias de los procesos de conservación contenidas en este libro, la realización de evaluaciones sistemáticas, rigurosas y abiertas es más un deseo que una práctica habitual en nuestro país (ver como posible excepción el cuadro de resultados incluido en el capítulo 6 sobre el ferreret). Sin embargo, al igual que en el caso de la resolución de conflictos, existen suficientes profesionales especializados en este ámbito (especialmente en el entorno de la empresa privada y de la cooperación internacional) y suficiente literatura sobre el tema, incluso en los campos específicos de la recuperación de especies (Clark 1996, Kleiman *et al.* 2000) o del diseño de proyectos de conservación (Margoluis y Salafsky 1998), como para que la evaluación formal deje de ser una especie de "caja negra" o asignatura pendiente de la conservación de fauna amenazada en España.

Fase 7. Finalización o renovación

Una vez que se han evaluado los resultados de las actividades, proyectos y programas realizados, se debe tomar la decisión de terminar aquéllos que han sido exitosos y ya no son necesarios, mejorar aquéllos que han mostrado debilidades e incluso clausurar o renovar a fondo aquéllos que han demostrado ser ineficientes para el desafío en cuestión. Este proceso de finalización y renovación afectará tanto a los supuestos sobre los que se ha fundamentado cada una de las fases previas y a los medios utilizados para convertirlos en acciones concretas, como a los equipos humanos y personas encargados de llevarlas a cabo.

Ésta es una fase delicada e importante que a menudo se pasa de largo, favoreciendo la permanencia de rutinas poco efectivas, cuando no claramente indeseables. En un ambiente donde raramente se evalúan las acciones, es normal que se fomente un clima de "aquí no pasa nada" o "todo está bien" que tenderá a llevar al proceso hacia la parálisis y la falta de mejoras. Cualquier cambio del *status quo* dominante es susceptible de encontrarse con resistencias más o menos enconadas. Sin embargo, en procesos tan complejos y dinámicos como los relativos a la conservación de fauna amenazada, el cambio y la adaptación deben ser constantes. La habilidad para gestionar este cambio de una manera que no cree conflictos innecesarios e improductivos, y que genere una visión compartida de la tarea por parte de los diferentes grupos y, sobre todo, personas, debe ser una característica esencial de los coordinadores y líderes de equipos y programas.

Tan nocivo puede resultar no cambiar aquellas prácticas y estructuras que se ha visto que no contribuyen o debilitan el esfuerzo de conservación por miedo a los conflictos personales e institucionales, como, en el caso contrario, provocar un cambio drástico de estilos y equipos de trabajo que han funcionado adecuadamente porque ha habido un giro político en la institución o porque existe un conflicto de visiones o personalidades. En la búsqueda de un equilibrio entre diplomacia y determinación, eficiencia y comprensión, búsqueda de una mejora continua y el reconocimiento de los esfuerzos realizados; el respeto a la dignidad humana, combinada con una idea clara de la meta a lograr (en este caso, el restablecimiento de una especie), destaca como uno de los principios básicos a tener en cuenta a la hora de terminar o renovar un programa. Es importante que en esta fase se invierta la misma energía en reconocer y premiar públicamente aquellos proyectos, equipos y personas que han logrados resultados especialmente positivos, como en cambiar o terminar de manera respetuosa y racional aquellos que ya no son necesarios o que pueden resultar contraproducentes.

Conclusiones

El método aquí propuesto busca racionalizar, ordenar y esclarecer una tarea tan compleja como es la recuperación de especies amenazadas. Para ello, me he basado mayoritariamente en el enfoque propuesto por la Ciencia de la gestión pública. Su uso no asegura el éxito de los esfuerzos de conservación, pero crea un marco general que, a la vez que detalla los diferentes pasos del proceso político, deja espacio para la incorporación de cualquier otra disciplina disponible, sea ésta la ecología, la genética, la sociología, la estadística o la economía. En este sentido, la ciencia de la gestión pública actúa

como una ciencia "transversal e incluyente" que sienta las bases lógicas para la adecuada utilización de las diferentes disciplinas científicas y técnicas del saber humano, incluso para esos conocimientos tan necesarios que salen del ámbito de éstas.

Su uso sistemático puede parecer extraño para muchos de los que hemos sido entrenados en un área temática específica, aunque muchos profesionales con vocación y experiencia de servicio público probablemente estén acostumbrados a utilizarlo de una manera más o menos intuitiva. Sin embargo, propongo que los beneficios derivados de este esfuerzo se pueden materializar en programas más completos e integrales, en procesos más eficientes y menos conflictivos, y en un mejor uso de los escasos recursos disponibles para la conservación de la biodiversidad. En el fondo, se trata de adaptar las disciplinas profesionales a la tarea que debemos realizar, en lugar de lo contrario.

Agradecimientos

Quiero agradecer a Juan Jiménez y Miguel Delibes sus comentarios y aportes a los contenidos de este capítulo.

Bibliografía

BACKHOUSE, G.N., T.W. CLARK y R.P. READING. (1994). The Australian eastern barred bandicoot recovery program: Evaluation and reorganization. Pp. 251-271 *en:* T.W. Clark, R.P. Reading, y A.L.Clarke (eds.) *Endangered species recovery: Finding the lessons, improving the process*. Island Press, Washington D.C.

BUSTAMANTE, J. (1996). Population viability analysis of captive and released bearded vulture populations. *Conservation Biology* 10: 822-831

CAUGHLEY, G. (1977). *Analysis of vertebrate populations*. Wiley & Sons

______ (1994). New directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.

CAUGHLEY, G. y A. GUNN. (1996). *Conservation biology in theory and practice*. Blacwell Science. 459 pp.

CLARK, T.W. (1996). Appraising threatened species recovery efforts: Practical recommendations. Pp. 1-22 *en: Back from the brink: Refining the threatened species recovery process*. Australia Nature Conservation Agency in Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales.

______ (1997). *Averting extinction: reconstructing endangered species recovery*. Yale University Press. New Haven/London

______ (2001). Interdisciplinary problem solving in species and ecosystem conservation. Pp 35-54 *en*: T.W. Clark, M.J. Stevenson, K. Ziegelmayer y M.B. Rutherford, (eds). *Species and ecosystem*

conservation: an interdisciplinary approach. Yale School of Forestry & Environmental Studies Bulletin Series Nº 105. Yale University, New Haven.

CLARK, T.W., R.P. READING y A.L. CLARKE (eds.) (1994) *Endangered species recovery: Finding the lessons, improving the process*. Island Press, Washington DC.

CLARK, T.W. y R.D. BRUNNER. (1996). Making partnerships work in endangered species conservation: An introduction to the decision process. *Endangered Species Update* 13:1-4.

DECKER, D.J., T.L. BROWN y W.L. SIEMER (eds.) (2001). *Human dimensions of wildlife management in North America*. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland. 447 pp.

FISHER, R., W. URY y B. PATTON. (2001). *Sí… de acuerdo: como negociar sin ceder*. Grupo Norma Editorial. Madrid

GAONA, P., P. FERRERAS y M. DELIBES. (1998). Dynamics of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68: 349-370

JIMÉNEZ, I. (1998). *Introducción a la conservación de especies amenazadas*. Capítulo I del texto del curso sobre conservación de especies amenazadas. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica

______ (2002). Heavy poaching in prime habitat: the conservation status of the West Indian manatee in Nicaragua. *Oryx* 36 (3): 272-278

JIMÉNEZ, I. y A. VARGAS. (2002). *Patterns of forest cover change in the Daraina region*. Association Fanamby, Antananarivo. 22 pp

JOHNSON, S. (2000). Building a species recovery program on trust. *Conservation biology in practice* 1: 35-37.

KLEIMAN, D.G., R.P. READING, B.J. MILLER, T.W. CLARK, J.M. SCOTT, J. ROBINSON, R.L. WALLACE, R.J. CABIN y F. FELLEMAN. (2000). Improving the evaluation of conservation programs. *Conservation Biology* 14:356-365.

LASWELL, H.D. (1971). *A preview of the policy sciences*. Elsever, New York. 173 pp.

LEE, K.N. (1993). *Compass and gyroscope: integrating science and politics for the environment*. Island Press. Washigton D.C. 244 pp.

MARGOLUIS, R. y N. SALAFSKY. (1998). *Measures of success: designing, managing and monitoring conservation and development projects*. Island Press

MIMAM (2004). *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

RODRÍGUEZ, A. y M. DELIBES. (1992) *El lince ibérico Lynx pardina en España. Distribución y problemas de conservación*. ICONA Ser. Técnica, Madrid. 116pp

ROMESBURG, H.C. (1981). Wildlife science: gaining reliable knowledge. *Journal of Wildlife Management* 45: 293-313

TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raices, Madrid. 278 pp.

UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de UICN: Versión 3.1.* UICN. Gland.

WALLACE, R.L., T.W. CLARK, y R.P. READING (eds.) (2002). An interdisciplinary approach to endangered species recovery: Concepts, applications, cases. *Special Issue Endangered Species Update* 19: 65-204.

WIEGAND, T., J. NAVES, T. STEPHAN y A. FERNÁNDEZ. (1998). Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantábrica, Spain. *Ecological Monographs* 68: 539-570

YAFFEE, S.L. (1994). *The wisdom of the spotted owl: policy lessons for a new century*. Island Press, Washington. 430 pp.

NOMBRE, AFILIACIÓN Y DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

Oscar Martín Afonso Ponce
Centro de Recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera
Aptdo. correos nº7, 38870, Valle Gran Rey, Islas Canarias
g.bravoana@terra.es

Manuel Alcántara de la Fuente
Dirección General del Medio Natural. Gobierno de Aragón.
Paseo de María Agustín, 36. E-50.071 Zaragoza.
malcantara@aragon.es

Javier Calzada
Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública
Campus de El Carmen, Universidad de Huelva, Avda. Fuerzas Armadas, s/n, 21071, Huelva
javier.calzada@dbasp.uhu.es

Ramón J. Antor Castellarnau
SODEMASA–Gobierno de Aragón.
César Augusto, 14. 8ª Planta. E-50.004 Zaragoza.
ramonantor@terra.es

Juan Carlos Blanco
Consultores en Biología de la Conservación
C/ Manuela Malasaña 24, 28004 Madrid
jc.blanco@eresmas.net

Tim W. Clark
Yale School of Forestry & Environmental Studies/Northern Rockies Conservation Cooperative
301 Prospect Street, New Haven, CT 06511. EUA
timothy.w.clark@yale.edu

Miguel Delibes de Castro
Estación Biológica de Doñana, CSIC
Av Mª Luisa s/n (Pabellón del Perú), 41013, Sevilla
mdelibes@ebd.csic.es

José Luis Echevarrías Escuder
Parque Natural del Hondo de Elche, Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana
josel.echevarrias@cma.gva.es

Miguel Ferrer
Estación Biológica de Doñana/ CSIC
Avda. María Luisa s/n, 41013 Sevilla
mferrer@ebd.csic.es

Juan Jiménez
Servicio de Conservación de la Biodiversidad. Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana
Francisco Cubells, 7 46011-Valencia
jimenez_juaper@gva.es

Ignacio Jiménez Pérez
Centro Internacional de Estrategias Ambientales/Fundación Manatí
C/ Cuba 3129, Apto. 15, Capital Federal, 1429, Argentina
i_jimenez_perez@yahoo.es

Paloma Mateache Sacristán
Servicio de Conservación de la Biodiversidad. Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana
Francisco Cubells, 7 46011-Valencia
mateache_pal@gva.es

José Antonio Mateo Miras
Centro de Recuperación del Lagarto Gigante de La Gomera.
Aptdo. correos nº7, 38870, Valle Gran Rey, Islas Canarias
jmatmir@gobiernodecanarias.org

Joan Mayol
Servicio de Protección de Especies. Conselleria de Medi Ambient. Govern Balear
C/ Manuel Guasp, 10. Palma 07006
jmayol@dgmambie.caib.es

Javier Naves Cienfuegos
Estación Biológica de Doñana (Consejo Superior de Investigaciones Científicas)
Dpto. Biología de Organismos y Sistemas (Ecología), Universidad de Oviedo
Catedrático Rodrigo Uría s/n. 33071 Oviedo Asturias, España
jnaves.uo@uniovi.es

Manuel Nieto Salvatierra
EVREN
c/ Conde Altea 1, pta.3, 46005 Valencia
evren@evren.es

Joel Pagel
University of California/Davis
jpagel@rocketmail.com

Pilar Risueño Mata
Centro de Investigación Piscícola de El Palmar, Consellería de Territori i Habitatge.
Generalitat Valenciana
piscifactoria_palmar@ gva.es

Daniel Rohlf
Lewis and Clark Law School
rohlf@lclark.edu

Benigno Varillas
c/ La Prediza 1, 28002 Madrid
benigno@quercus.es

FOTOGRAFÍAS DE ESPECIES AMENAZADAS ESPAÑOLAS

Foto 1: Samaruc (Valencia hispanica) Fotografía: Generalitat Valenciana



Foto 2: Ferreret (Alytes muletensis) Fotografía: Govern Balear

Foto 3a: Lagarto gigante de La Gomera (Gallotia bravoana). Fotografía: Philippe Geniez.

Foto 3b: Lagarto moteado (Gallotia intermedia). Fotografía: Philippe Genes

Foto 3c: Lagarto gigante de El Hierro (Gallotia simonyi). Fotografía: Philippe Geniez



Foto 4: Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris). Fotografía: Generalitat Valenciana

Foto 5: Malvasía cabaciblanca (Oxyura leucocephala). Fotografía: Generalitat Valenciana

Foto 6: Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus). Fotografía: David Gómez Samitier



Foto 7: Águila imperial ibérica (Aquila adalberti) Fotografía: Miguel Ferrer

Foto 8: Lobo ibérico (Canis lupus). Fotografía: Juan Carlos Blanco

Foto 9: Osa cantábrica con cría (Ursus arctos). Fotografía: Eduardo Álvarez-Díaz

Foto 10: Lince ibérico (Lynx pardinus). Fotografía: Programa de conservación ex-situ